

**Kupittaaanpuiston puiden ekosysteemipalveluiden arvioiminen
i-Tree Eco-sovelluksen avulla**

Inkeri Salo
Maisterintutkielma
Helsingin yliopisto
Maataloustieteiden osasto
Kasvintuotantotieteet
2021

| | | | |
|--|--|--|--|
| Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta | | Laitos — Institution — Department Maataloustieteiden osasto | |
| Tekijä — Författare — Author Inkeri Salo | | | |
| Työn nimi — Arbetets titel — Title Kupittaanpuiston puiden ekosysteemipalvelujen arvioiminen i-Tree Eco-sovelluksen avulla | | | |
| Oppiaine — Läroämne — Subject Kasvintuotantotieteet | | | |
| Työn laji — Arbetets art — Level Maisterintutkielma | | Aika — Datum — Month and year Tammikuu 2021 | Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 57 s. + liite 1s. |
| <p>Tiivistelmä — Referat — Abstract</p> <p>Puiden tuottamien hyötyjen tunnistaminen ja määrittäminen on tärkeää kestävän, turvallisen ja viihtyisän kaupunkisuunnittelun kannalta. i-Tree Eco on kaupunkipuiden ekosysteemipalvelujen arvottamiseksi ja arvioimiseksi USA:ssa kehitetty tietokonesovellus. Tämän maisterintutkielman tavoitteena oli selvittää kuinka puista käytettävissä oleva lähtötieto vaikuttaa i-Tree Eco-sovelluksen mallinnuksiin.</p> <p>Tutkimuksessa vertailtiin i-Tree Eco:n mallinnustuloksia kahdenlaisten lähtötietojen pohjalta. Tutkimusta varten kaikki Turun Kupittaanpuiston puut mitattiin i-Tree-ohjeistuksen mukaan loppukesästä 2018 (myöhemmin inventaari). Vertailukohtana käytettiin kaupungin puurekisteriin tallennettuja tietoja (puurekisteri). i-Tree Eco mallintaa useita ekosysteemipalveluja, joista tässä tutkimuksessa tarkasteltiin hiilivarastojen, hiilensidonnan, hulevesivaikutuksen sekä ilmansaasteiden sidonnan määrää. Sovellus laskee myös puiden rakenteellisen arvon ottaen huomioon alueen maankäytön ja puiden kunnon.</p> <p>Tulokset osoittivat, että lähtötietojen laadulla on merkitystä. Inventaarin tietojen pohjalta mallinnettuna hiilen ja ilmansaasteiden vuosittainen sidonta samoin kuin vältetty hulevesien valuman määrä arvioitiin suuremmaksi kuin rekisteritiedoista mallintamalla. Toisaalta puiden hiilivarastolle ja rakenteelliselle arvolle saatiin suuremmat arvot rekisteritiedoista laskien kuin inventaarituloksia käyttämällä. Latvustietojen puuttuminen puurekisterimateriaalista vaikutti mallinnustuloksiin. Koko inventaarin perusteella Kupittaanpuiston (noin 34 ha) puuluku oli 1 315 puuta, rakenteellinen arvo noin 2 430 000 €, hiilivarasto noin 563 t, hiilensidonta noin 12 t vuodessa, vältetty hulevesien valuma 811 m³/vuosi ja ilmansaasteiden sidonta noin 307 kg/vuosi.</p> <p>Tämän tutkimusten pohjalta voidaan todeta, että i-Tree Eco:a käytettäessä latvusmittojen ja latvuksen kunnon määrittäminen ovat tarpeen ekosysteemipalvelujen määrän arvioimisen parantamiseksi. Tämä tutkimus osoitti, että Kupittaanpuisto tuottaa monia ekosysteemipalveluja ja sen puuston voidaan todeta olevan arvokas. Tulokset voivat toimia vertailukohtana Pohjoismaissa tehtävän kaupunkipuiden ekosysteemipalvelujen tutkimuksen osalta vastaisuudessa.</p> | | | |
| Avainsanat — Nyckelord — Keywords ekosysteemipalvelut, hiilensidonta, hulevesi, ilmansaasteet, i-Tree, kaupunkipuu | | | |
| Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited Maataloustieteiden osasto | | | |
| Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information Ohjaajat: Leena Lindén, Eeva-Maria Tuhkanen ja Miia Mänttari | | | |

HELSINGIN YLIOPISTO — HELSINGFORS UNIVERSITET — UNIVERSITY OF HELSINKI

| | | | |
|--|--|--|--|
| Tiedekunta/Osasto — Fakultet/Sektion — Faculty Faculty of Agriculture and Forestry | | Laitos — Institution — Department Department of Agricultural Sciences | |
| Tekijä — Författare — Author Inkeri Salo | | | |
| Työn nimi — Arbetets titel — Title Evaluation of ecosystem services of trees of Kupittaaanpuisto using i-Tree Eco | | | |
| Oppiaine — Läroämne — Subject Plant production sciences | | | |
| Työn laji — Arbetets art — Level Master's thesis | | Aika — Datum — Month and year January 2021 | Sivumäärä — Sidoantal — Number of pages 57 p. + appendix 1 p. |
| <p>Tiivistelmä — Referat — Abstract</p> <p>Recognizing and evaluating the benefits of trees is important for creating sustainable, safe and recreational urban spaces. i-Tree Eco software is developed by USDA for evaluation and valuation of ecosystem services of urban trees and forests. The objective of this research was to find out how does the quality of collected data affect i-Tree Eco modelling.</p> <p>Two different types of data and modelling results were compared in this research. All trees of the park Kupittaaanpuisto in Turku were measured and evaluated according to the i-Tree guidance in late summer 2018 (later inventory). The contrasting data was selected from the tree register maintained by the city of Turku (later tree register). i-Tree Eco models several ecosystem services, of which carbon storage, carbon sequestration, avoided surface water runoff and pollution removal were analyzed in this research. The software estimates the structural value of the trees considering the land use and tree condition as well.</p> <p>The results show that the quality of data affects modelling results. Based on the total inventory data, the amounts of carbon sequestration, avoided surface water runoff and pollution removal were higher than the amounts modelled according to the tree register data. On the other hand, the structural value and carbon storage were bigger based on the register data than on the total inventory measurements. Lack of canopy dimensions and estimates of canopy condition had an impact on the modelling results. According to the total inventory, there were 1315 trees in the Kupittaaanpuisto (ca. 34 ha), the structural value was approx. 2 430 000 €, carbon storage was 563 t, annual carbon sequestration 12 t, annual avoided surface water runoff 811 m³ and annual pollution removal 307 kg.</p> <p>On grounds of this research it can be stated that canopy measurements and canopy condition estimates are needed to make more accurate estimates of ecosystem services when using i-Tree Eco. This research showed that trees in the Kupittaaanpuisto produce many ecosystem services and the trees are valuable. In the future, the results can be used as a reference for other research projects on ecosystem services of urban trees in the Nordic countries.</p> | | | |
| Avainsanat — Nyckelord — Keywords carbon sequestration, ecosystem services, ecosystem valuation, i-Tree, pollution, surface water, urban tree | | | |
| Säilytyspaikka — Förvaringsställe — Where deposited Department of Agricultural Sciences | | | |
| Muita tietoja — Övriga uppgifter — Further information Supervisors: Leena Lindén, Eeva-Maria Tuhkanen and Miia Mänttari | | | |

SISÄLLYS

| | |
|---|-----------|
| 1 JOHDANTO | 5 |
| 2 KAUPUNKIPUIDEN TUOTTAMAT EKOSYSTEEMIPALVELUT..... | 5 |
| 2.1 Kaupunkipuut | 5 |
| 2.2 Ekosysteemipalvelut | 7 |
| 2.3 Puiden tuottamat hyödyt | 8 |
| 2.3.1 Hiilensidonta ja hiilivarasto | 9 |
| 2.3.2 Vaikutus ilmanlaatuun | 9 |
| 2.3.3 Vaikutus hulevesiin ja maaperään | 10 |
| 2.4 Kaupunkipuiden ekosysteemipalveluiden arvon määrittäminen | 11 |
| 3 I-TREE-OHJELMISTO | 13 |
| 3.1 i-Tree Eco:n mallintamiseen käyttämät mittatiedot ja arvot | 15 |
| 3.1.1 Hiilivarastojen mallintaminen | 19 |
| 3.1.2 Hiilensidontan mallintaminen | 20 |
| 3.1.3 Hulevesien valuman mallintaminen..... | 21 |
| 3.1.4 Ilmansaasteiden sidontan mallintaminen | 21 |
| 3.1.5 Rahallisen arvon määrittäminen..... | 22 |
| 4 TUTKIMUKSEN TAVOITTEET | 24 |
| 5 AINEISTO JA MENETELMÄT | 24 |
| 5.1 Kupittaanpuisto ja Kupittaan kenttä | 25 |
| 5.2 Aineiston keruu ja käsittely | 27 |
| 5.2.1 Puiden mittaaminen | 27 |
| 5.2.2 Silmämääräinen arviointi..... | 27 |
| 5.2.3 Turun kaupungin puurekisteri ja kaupunkipuulinjaus | 28 |
| 5.2.4 Havaintoaineistojen muokkaus i-Tree Eco-sovellusta varten..... | 30 |
| 5.2.5 Tilastolliset analyysit | 30 |
| 6 TULOKSET | 31 |
| 6.1 Puuston rakenne ja lajijakauma | 31 |
| 6.2 Aineistojen väliset erot | 33 |
| 6.3 Mallinnetut ekosysteemipalvelut | 35 |
| 6.3 Ekosysteemipalveluiden rahallinen arvo | 37 |
| 7 TULOSTEN TARKASTELU | 38 |
| 7.1 Puuston rakenne | 38 |
| 7.2 Lähtötietojen vaikutus mallinnustuloksiin | 40 |
| 7.2.1 Hiilivarasto | 41 |
| 7.2.2 Hiilensidonta | 43 |
| 7.2.3 Hulevesien valuma..... | 44 |
| 7.2.4 Ilmansaasteiden sidonta | 45 |
| 7.3 Ekosysteemipalveluiden arvo | 46 |
| 8 JOHTOPÄÄTÖKSET | 47 |
| 9 KIITOKSET | 50 |
| LÄHTEET | 50 |
| LIITE 1 | 58 |

1 JOHDANTO

Nopeasti kasvavissa kaupungeissa ja kaupungistuvassa maailmassa elinvoimaisten ekosysteemien merkitys lisääntyy. Puut, puistot ja kaupunkimetsät ovat monella tapaa hyödyksi sekä ihmiselle että ympäristölle ja siten oleellinen osa kaupunkiympäristöä. Puiden tuottamiksi ekosysteemipalveluiksi lukeutuvat muun muassa hiilensidonta, ilmansaasteiden sidonta, lämpösaarekkeiden viilentäminen, luonnon monimuotoisuuden lisääminen, hulevesien haihduttaminen ja viihtyisyyden lisääminen (Nowak ym. 2000, Sanesi ym. 2011, FAO 2016). Näiden hyötyjen tunnistaminen on tärkeää turvallisen, kestävän ja monimuotoisen kaupunkiympäristön kehittämisen ja ylläpitämisen kannalta. Ekosysteemipalvelujen kartoittaminen voi auttaa suunnittelu- ja kunnossapitoratkaisujen tekemisessä, kuten oikean puulajin valinnassa, ja se voi lisätä halukkuutta panostaa kaupunkimetsiin (Raum ym. 2019).

Ekosysteemipalvelujen taloudellinen arvottaminen ei kuitenkaan ole yksinkertaista, sillä monia hyötyjä on vaikea mitata, eivätkä mittaustavat ole vakiintuneita. Tämän takia ekosysteemipalveluiden arvioimiseen on pyritty kehittämään erilaisia menetelmiä. i-Tree Eco on Yhdysvaltojen maatalousministeriön metsäosaston, USDA Forest Service, kehittämä ilmainen tietokonesovellus, jonka avulla voidaan arvioida ja arvottaa erityisesti kaupunkipuiden tuottamia ekosysteemipalveluja. Sovellusta on käytetty enimmäkseen USA:ssa, mutta se on levinnyt laajalle Etelä-Amerikassa, Aasiassa ja Euroopassa. Pohjoismaissa se on otettu kokeiluun ensin Ruotsissa 2017, ja sittemmin myös Norjassa, Tanskassa ja Suomessa (Helsinki, Turku, Tampere ja Pori) (Tuhkanen ym. 2019). Tämä tutkielma on osa yhteispohjoismaista, Suomessa Luonnonvarakeskuksen (Luke) koordinoimaa hanketta.

2 KAUPUNKIPUIDEN TUOTTAMAT EKOSYSTEEMIPALVELUT

2.1 Kaupunkipuut

Kaupunkipuu kasvaa usein rakennetussa ympäristössä ja on altis ihmisen vaikutuksille. Se voi olla istutettu tai luontaisesti levinnyt. Kaupunkipuun hoitotoimenpiteet tähtäävät

tavallisesti turvallisuuteen ja kasvupaikkaan sopivuuteen. Sen määritelmä voi olla hyvin löyhä ja esimerkiksi Riikonen (2016) on määritellyt kaupunkipuiksi minkä tahansa istutetun tai luontaisesti levinneen puun, joka kasvaa kaupunkialueella. Vastaavasti katupuulle tunnusomaista on, että se kasvaa rakennetussa ympäristössä liikennealueella, missä maan pinta on yleensä kestopäällystetty (Riikonen 2016). Katupuut vaativat omanlaisensa taimikasvatuksen aikaisen hoidon ja myöhemmin rakenneleikkauksia, jotka ylläpitävät katu ympäristöön sopivaa oksakorkeutta ja kasvupaikkaan sopivaa latvusmuotoa (Männistö 1999).

Kaupunkipuun kasvuolosuhteet ovat usein haastavat puiden luontaiseen kasvupaikkaan nähden. Tiivis rakentaminen, keinotekoiset rakenteet ja poikkeava vesitalous luovat hankalat puitteet puun kasvulle ja selviytymiselle (Kristoffersen 1999, Sieghardt ym. 2005). Maa-aines voi vaihdella luonnollisesta kerrostumasta täysin rakennettuun kasvualustaan ja maaperän laatu vaihtelee pienenkin alueen sisällä, minkä takia veden luontainen kierto on häiriintynyt ja veden liikkuminen on usein rajoittunutta. Läpäisemättömät päällysteet kuten asfaltti ja betoni, estävät sadeveden imeytymisen kesällä (Sieghardt ym. 2005). Kasvualustan ollessa rajattu katupuut kärsivät usein kasvualustan tiivistymisestä ja juuriston hapen ja juurtumistilan puutteesta (Kristoffersen 1999).

Ilmastonmuutos ja sen tuomat uudet haasteet tauteineen ja tuholaisineen uhkaavat myös kaupunkipuita (Tubby ja Webber 2010). Lämpenevä ilmasto muuttaa kasvituholaisten ja patogeenien käyttäytymistä. Tämä voi vaikuttaa isäntäkasvin fysiologiaan heikentävästi, jolloin tuholaisten ja patogeenien on helpompi tunkeutua kasviin. Tämä mahdollistaa myös vieraslajien leviämisen. Ilmastonmuutos vaikuttaa suoraan tuholaisten ja patogeenien selviytymiseen sekä epäsuorasti näiden luonnollisiin vihollisiin, välittäjiin sekä kilpailijoihin (Tubby ja Webber 2010).

Puun kasvu täysimittaiseksi kestää vuosikymmeniä, ja puiden uusiminen on hidasta. Tämän takia suunnitelmallisuus etenkin puiden kohdalla on tärkeää. Monet kaupungit ovat laatineet suunnittelun tueksi kasvillisuus- ja puulinjauksia, joiden avulla pyritään varmistamaan monipuolisen kasvillisuuden ja puiden säilyttäminen ja lisääminen kaupunkirakenteessa. Esimerkiksi Turku pyrkii kaupunkipuulinjauksensa mukaan kasvattamaan lajivalikoimaa ja noudattamaan niin kutsuttua Santamourin mallia, jonka avulla voidaan edistää puulajiston monipuolisuutta (Turun kaupunki 2019).

Puuomaisuuden hallinnoimiseksi muun muassa Helsinki ja Turku ovat kehittäneet puurekisterijärjestelmän, joka toimii suunnittelun ja hoidon työkaluna.

2.2 Ekosysteemipalvelut

Ekosysteemi voidaan määritellä monella tapaa (Odum 1971). Millenium Ecosystem Assessmentin (MA) (2003) määritelmän mukaan ekosysteemi on kokonaisuus, jossa kasvi-, eläin- ja mikro-organismien yhdyskunnat ja eloton ympäristö toimivat vuorovaikutuksessa. Myös ekosysteemipalvelulle on useita määritelmiä (De Groot ym. 2002), joista MA-raportin (2003) määritelmä lienee laajimmin käytetty. Siinä ekosysteemipalvelu on määritelty hyödyksi, jonka ihminen saa ekosysteemistä. Näitä hyötyjä ovat tuotanto-, säätely- ja kulttuuripalvelut, joilla on suora vaikutus ihmiseen ja ylläpitopalvelut, jotka pitävät yllä muita palveluja (kuva 1).

Tuotantopalveluja ovat muun muassa ekosysteemistä saatava polttoaine, vesi, rakennusmateriaalit, ruoka, geneettiset varannot ja biokemikaalit. Säätelypalveluihin lukeutuvat ilmaston säätely, veden säätely ja puhdistuminen sekä tautien säätely. Kulttuuripalveluja ovat muun muassa esteettisyyteen, uskoon, hengellisyteen, virkistytymiseen ja luontomatkailuun perustuvat palvelut. Näiden ekosysteemipalvelujen tuottaminen edellyttää toimivia ylläpitopalveluja, joita ovat maaperän muodostuminen, alkutuotanto sekä ravinne- ja ainekierto (MA 2003). Kaikki ekosysteemin toiminnot eivät kuitenkaan ole ihmiselle hyödyllisiä (engl. disservice). Esimerkiksi runsas lajimonimuotoisuus ei itsessään takaa hyviä palveluja. Kaupunkioloihin sopeutuvat vierasperäiset eläinlajit voivat tuottaa ihmiselle mittavaa harmia (Lyytimäki ja Sipilä 2009). Tämä koskee myös haitallisia vieraskasvilajeja.

| Tuotantopalvelut | Säätelypalvelut | Kulttuuripalvelut |
|--|---|---|
| Polttoaine, vesi, rakennusmateriaalit, ruoka, geneettiset varannot ja biokemikaalit | ilmaston säätely (hiilen ja ilmansaasteiden sidonta), veden säätely ja puhdistuminen (hulevesien valuman ehkäisy) sekä tautien säätely | esteettisyyteen, uskontoon, hengellisyyteen, virkistäytymiseen ja luontomatkailuun perustuvat palvelut |
| Ylläpitopalvelut maaperän muodostuminen, alkutuotanto sekä ravinne- ja ainekierto esim. hapentuotto ja hiilensidonta | | |

Kuva 1. Ekosysteemipalveluiden eri tyypit ja näistä esimerkit jaettuna tuotantopalveluihin, säätelypalveluihin ja kulttuuripalveluihin, joita ylläpitävät ylläpitopalvelut (MA 2003).

2.3 Puiden tuottamat hyödyt

Kaupunkipuut ja kaupunkimetsät vaikuttavat paikallisilmastoon, hydrologiaan, luonnon monimuotoisuuteen ja ilmanlaatuun (Sanesi ym. 2011). Puiden tuottamiksi ekosysteemipalveluiksi luetaan muun muassa hiilen ja ilmansaasteiden sidonta, lämpösaarekkeiden viilentäminen, monimuotoisuuden lisääminen, hulevesien haihduttaminen, viihtyisyyden lisääminen, maisema- ja kulttuurihistorialliset sekä sosiaaliset vaikutukset ja arvot (Nowak ym. 2000, Sanesi ym. 2011, FAO 2016). Viheralueiden merkitys korostuu kaupunkirakenteen tiivistyessä. Erityisesti puukujanteet, puistotiet ja puurykelmät vaikuttavat paikalliseen kaupunkiekosysteemiin (Tyrväinen ym. 2005). Ilmaston lämpenemisen ennustetaan haittaavan erityisesti kaupunkveja. FAO:n ohjeiden (2016) mukaan kaupunkimetsien voidaan nähdä lisäävän kaupunkiekosysteemien resilienssiä ja lieventävän esimerkiksi rankkasateiden ja tulvien haittavaikutuksia.

Fysikaalisten ja biologisten vaikutusten lisäksi kaupunkipuilla on merkitystä kaupungin ominaispiirteiden ja sosioekonomisen ympäristön kannalta. Viheralueet, miellyttävä asuminen ja virkistäytyminen yhdistetään yleisesti sosiaaliseen hyvinvointiin.

Paikallisympäristön viihtyisyyttä ja viheralueiden läheisyyttä voidaan jopa pitää edellytyksenä hyvinvoivalle väestölle (Sanesi ym. 2011).

2.3.1 Hiilensidonta ja hiilivarasto

Puiden hiilensidonta perustuu yhteyttämiseen, jossa kasvi muodostaa vedestä ja hiilidioksidista hiilihydraatteja auringonvalon avulla. Hiilensidonnan yhteydessä vapautuu happea, joka on yksi puun tuottama ekosysteemipalvelu, vaikkakin sen merkitys on hyvin pieni ilmakehän happipitoisuuteen nähden (Broecker 1970). Hiilen vuotuiseen sidontaan vaikuttavat puun koko, lehtipinta-ala, kasvuvauhti (lajin ominaisuudet) sekä ympäristön olosuhteet (Nowak 1994a, 1994b). Hiilensidonta voidaan sijoittaa sekä ylläpito- että säätelypalveluihin ja hapen tuotto ylläpitopalveluihin.

Hiili sitoutuu runkoon, oksiin, lehtiin ja juuristoon erilaisina hiiliyhdisteinä kuten polysakkarideina ja ligniininä (Taiz ym. 2015). Puun kuolema ja hajoaminen puolestaan johtavat lopulta hiilen vapautumiseen (Nowak 1994b). Varsinainen hiilivarasto muodostuu puun puutuneisiin osiin ja etenkin runkoon sitoutuneesta hiilestä (Chow ja Rolfe 1989). Puut lisäävät myös kasvualustaan sitoutuvan hiilen määrää juurten erittämien hiiliyhdisteiden, hienojuurikarikkeen ja lehtikarikkeen mukana (Young 1989). Hiilivarastojen mallintaminen on haasteellista erilaisista kasvupaikoista, kasvutiheyksistä ja puulajikohtaisista eroista johtuen (McHale ym. 2009). Perinteiset metsäpuiden hiilivarastoja mallintavat laskukaavat eivät välttämättä arvioi puistopuiden ja varsinkaan katupuiden biomassaa oikein. Nowak (1994b) arvioi metsäpuun biomassan olevan keskimäärin 1,25 kertaa suurempi kuin avoimen paikan kaupunkipuun biomassassa. Julkaisussa osoitettiin metsäpuihin perustuvien allometristen laskukaavojen yliarvioivan katupuiden hiilivaraston ja nettohiilensidonnan määriä. Tämä saattaa johtua katupuiden avonaisemmista kasvupaikoista ja tyypillisestä latvuksen leikkaamisesta, mutta nämä johtopäätökset vaativat jatkotutkimuksia (Nowak 1994b).

2.3.2 Vaikutus ilmanlaatuun

Puut vaikuttavat paikalliseen ilmanlaatuun sitomalla kaasumaisia yhdisteitä kuten typen yhdisteitä (NO_x), rikkidioksidia (SO₂), otsonia (O₃), pienhiukkasia sekä tuottamalla haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (VOC-yhdisteet) ja siitepölyä. Ilmansaasteet tarttuvat

puiden lehtiin, niiden karvoihin ja vahapinnoille sekä puun kuoreen ja niitä siirtyy myös ilmarakojen kautta soluihin ja soluvälitilaan, osaksi kasvin aineenvaihduntaa (Fitzky ym. 2019, Wesely ja Hicks 2000). Ilmansaasteiden sitomistehokkuuteen vaikuttavat lehtipinta-ala, lehtien ominaisuudet ja sääolosuhteet kuten sadanta, ilman saastepitoisuudet ja kasvukauden pituus (Nowak ym. 2006, Sæbø ym. 2012). Etenkin lehtien karvaisuus ja vahapinta lisäävät pienhiukkasten sieppaamistehokkuutta (Sæbø ym. 2012). Ilmansaasteiden sidonta luokitellaan säätelypalveluksi.

VOC-yhdisteet ja siitepölytuotanto nähdään toisinaan negatiivisina ekosysteemitoimintoina (Beckett ym. 1997, Calfapietra ym. 2013). VOC-yhdisteet lisäävät otsonin muodostusta reagoimalla auringonvalon vaikutuksesta typen oksidien (NO_x) kanssa, mutta samanaikaisesti puut kuitenkin keräävät O_3 -laskeumaa lehtiinsä (Calfapietra ym. 2013, Fitzky ym. 2019). Tämän vuoksi VOC-yhdisteiden tuottamista ei voida pitää varsinaisena ekosysteemipalveluna.

2.3.3 Vaikutus hulevesiin ja maaperään

Kaupungissa läpäisemättömät pintamateriaalit ja rakenteiden vaihtelu voimistavat rankkasateista aiheutuvia haittoja kuten tulvimista, eroosiota ja maan vajoamia (Sieghardt ym. 2005). Puiden vedenhaihdutus ja juuriston ominaisuudet auttavat hallitsemaan hulevesistä aiheutuvaa ongelmaa kaupunkiympäristössä. Kasvin kasvun ja yhteyttämisen mahdollistaa vesipotentiaali ja turgor-paine, mikä perustuu veden kulkeutumiseen kasvin solujen läpi ja haihtumiseen lehtien ilmarakojen kautta. Yhteyttäminen edellyttää tehokasta kaasunvaihtoa, minkä takia ilmaraot pysyvät auki ja haihduttaminen on erityisen runsasta (Taiz ym. 2015), jolloin puu myös imee ympäristöstään vettä. Latvuksen ja lehvästön aiheuttama pizaraviivytys puolestaan vaikuttaa sadeveden maahan iskeytymiseen ja vähentää rankkasateiden aiheuttamaa pintavalumaa (Xiao ym. 1998). Kadulla ja läpäisemättömien päällysteiden läheisyydessä puun vaikutus sadeveden pintavalumaan on erityisen suuri johtuen puun istutusalueesta ja kasvipeitteisestä ja läpäisevästä pintamateriaalista. Armsonin ym. (2013) tutkimuksen mukaan puiden istutusalueet vähentävät sadeveden pintavalumaa jopa 60 % asfalttipäällysteeseen verrattuna.

Puiden juuristo muokkaa maan fysikaalisia ominaisuuksia muun muassa sitomalla partikkeleita yhteen ja muodostamalla maa-ainekseen huokosia lisäten maan ilmatilavuutta ja veden imeytymismahdollisuuksia. Kuoleva hienojuuristo lisää maan hiilipitoisuutta, ruokkii sieniä, mikrobeja ja pieneliötä lisäten orgaanisen aineksen määrää, mikä myös parantaa maan rakennetta ja vedenpidätyskykyä (Young 1989). Nämä tekijät auttavat eroosion torjunnassa ja hulevesien hallinnassa kaupunkiympäristössä. Puiden vaikutus hulevesien valuman vähenemiseen lukeutuu säätelypalveluihin.

2.4 Kaupunkipuiden ekosysteemipalveluiden arvon määrittäminen

Aineettomien ekosysteemipalvelujen taloudellisessa arvottamisessa on omat haasteensa, sillä useille ekosysteemipalveluille ei ole suoria markkinoita. Erilaisia arvottamismenetelmiä tarvitaan, jotta pystyttäisiin arvioimaan markkinattomien hyödykkeiden merkitystä ihmisen hyvinvoinnille (Daily ym. 2000). MA:n (2003) mukaan ekosysteemipalvelujen merkitystä arvotetaan joko ekologisen, sosiokulttuurisen tai taloudellisen arvon perusteella.

Taloudellinen arvottaminen tähtää usein ekosysteemipalvelujen taloudellisen kokonaisarvon (total ecosystem valuation, TEV) määrittämiseen. Taloudellinen kokonaisarvo muodostuu palvelun käyttöarvosta ja ei-käyttöarvosta (kuva 2). Käyttöarvo voi olla suoraa tai epäsuoraa käyttöarvoa tai optioarvoa. Esimerkiksi hyödykkeet ja virkistys ovat suoraa käyttöarvoa, kun taas epäsuoraan käyttöarvoon luetaan elämää tukevat toiminnot kuten ilmaston säätely. Optioarvo on mahdollisuus käyttää hyödykettä tulevaisuudessa. Ei-käyttöarvo perustuu olemassaoloarvoon tai muihin ei-käyttöarvoihin kuten perintöarvoon (Munasinghe 1993).

| Taloudellinen kokonaisarvo | | | | |
|---|--|---|------------------------------|--|
| Käyttöarvot | | | Ei-käyttöarvot | |
| Suorat käyttöarvot | Epäsuorat käyttöarvot | Optio-arvot | Olemassaoloon perustuva arvo | Muut ei käyttöarvot |
| Suoraan hyödynnettävä tuotos | Toiminnalliset hyödyt | Tulevaisuuden suorat ja epäsuorat arvot | Jatkuvuuden arvo | |
| ei-kulutus tuotteet kuten esteettiset kokemukset ja virkistäytyminen | Kulutustuotteet kuten puutavara, sienet, marjat | esim. ekologiset toiminnot, tulvien hallinta, ilman laadun hallinta | esim. luonnon monimuotoisuus | esim. luonnonsuojelu, kaupunkiluonnon monimuotoisuuden säilyttäminen |

Kuva 2. Kuvaus taloudellisen kokonaisarvon jakautumisesta eri osiin (muokattu lähteestä Munasinghe 1993).

Ympäristön arvoa on vuosikymmeniä pyritty arvioimaan erilaisten ihmisiä hyödyttävien rakennushankkeiden yhteydessä. Ympäristötaloustieteen oppikirjan (Kula 1992) mukaan vanhin kunnallisten projektien ympäristövaikutusten arviointimenetelmä on kustannus-hyöty –analyysi. Kustannus-tehokkuus –analyysi toimii pohjana esimerkiksi terveysvaikutusten arvioinnissa, kun hyödyt ovat vaikeasti mitattavissa. Hedonistista arviointimenetelmää voidaan soveltaa, kun halutaan arvioida esimerkiksi ympäristön muutoksen vaikutusta jonkin asuinalueen kiinteistöjen arvoon. Menetelmä edellyttää kuitenkin laajaa ja monipuolista aineistoa yksityisiltä ja julkisilta toimijoilta. Sillä mitataan epäsuorasti ihmisten halua maksaa (willingness to pay) hyödykkeestä. Satunnaisarviointimenetelmässä (contingent valuation method) pyritään määrittämään kyselytutkimuksen avulla, kuinka paljon kuluttaja on valmis maksamaan saadakseen jonkun hyödyn, kun taas matkakustannusmenetelmässä tarkastellaan, kuinka paljon aikaa ja rahaa ihminen on valmis kuluttamaan saavuttaakseen esimerkiksi virkistysalueen (Kula 1992).

Metsien ja metsäpuiden arvoa on perinteisesti arvioitu puun tuoton perusteella. Perinteiset puun kulutukseen perustuvat menetelmät eivät kuitenkaan sovi kaupunkimetsien ja -puiden arvottamiseen. Tyrväinen (1999) esittelee viheralueiden taloudellisina arvottamismenetelminä hedonistisen hinnoittelun, satunnaisarviointimenetelmän, ulkoisten hyötyjen arvioinnin (external benefit valuation) ja matkakustannusmenetelmän.

Ulkoisten hyötyjen arvioinnissa tarkastellaan puun vaikutusta ympäristöön, kuten veden haihdutusta ja varjostusvaikutusta. Näille hyödyille saadaan hinta mittaamalla syntynyttä vaikutusta esimerkiksi polttoainekuluihin nähden. Yksittäisen puun arvon arvioiminen (tree pricing) on kuitenkin yleisimmin käytetty kaupunkipuiden arvon arvottamismenetelmä (Tyrväinen 1999).

Yksittäisen puun arvoa voidaan arvioida esimerkiksi rungon halkaisijamitan, sijainnin ja kunnon perusteella. Arvoa käytetään yleensä vaurioituneen puun korvaamissumman määrittämiseen. Kaupunkipuiden rakenteellisen korvattavuusarvon arviointiin kehitettyjä menetelmiä ovat muun muassa suomalainen KAM'19 (Tajakka 2019), yhdysvaltalainen Council of Tree and Landscape Appraisers (CTLA) (Nowak ym. 2002), Helliwellin menetelmä Iso-Britanniassa (Helliwell 1967), australialainen Thyer Tree Valuation Method (Thyer 2002) ja tanskalainen VAT03 Model (Randrup 2005).

Kaupunkipuuston ja sen tuottamien hyötyjen kartoittamiseen ja arvioimiseen on kehitetty kaukokartoitusjärjestelmiä ja matemaattisia malleja kuten Urban Forest Effects –malli (UFORE) ja Urban Tree Database –malli (UTD) (Boukili ym. 2017). i-Tree puolestaan on ekosysteemipalvelujen mallintamiseen kehitetty ohjelmisto, joka soveltaa useita malleja ja menetelmiä kuten UFORE-mallia ja CTLA-menetelmää.

3 i-TREE-OHJELMISTO

i-Tree-ohjelmisto on luotu kaupunkisuunnittelun ja päätöksenteon tueksi tunnistamaan kaupunkipuiden taloudellisia ja ekologisia hyötyjä ja osoittamaan alueen puuston ja kasvillisuuden kehitystarpeen (Nowak ym. 2008). i-Tree Eco puolestaan on erityisesti ekosysteemipalvelujen arvioimiseen kehitetty ilmainen sovellus, joka on luotu UFORE-mallin pohjalta (Nowak ym. 2008, Hirabayashi ym. 2015). i-Tree-ohjelmistoa on kehitetty vuodesta 2006 lähtien Yhdysvaltojen maatalousministeriön toimesta. UFORE-mallin avulla saadaan arvio ekosysteemipalvelujen määrästä sekä puuston rakenteesta (esimerkiksi laji- ja kokojakauma) ja arvosta yksittäisen puun mittatietojen pohjalta (Nowak ym. 2008).

i-Tree Eco kehitettiin alun perin Yhdysvaltojen olosuhteisiin, mutta tämän jälkeen sovellukseen on tehty laajennuksia pikkuhiljaa. Vuonna 2018 julkaistiin versio, joka on mukautettu Euroopan olosuhteisiin (USDA Forest Service 2019e). Tähän mennessä i-Tree Eco-sovellusta on hyödynnetty enimmäkseen USA:ssa, mutta myös muun muassa Australiassa, Meksikossa ja Euroopassa (USDA Forest Service 2019a). Muita i-Tree-sovelluksia ovat muun muassa i-Tree Landscape, i-Tree Hydro, i-Tree Design i-Tree Canopy ja i-Tree Species (USDA Forest Service 2019a). Näistä Euroopan oloihin on mukautettu i-Tree Eco:n lisäksi vain i-Tree Canopy.

i-Tree Eco-sovellus laskee ekosysteemipalvelujen määrää ja arvoa sovellukseen syötettävien puun laji- ja mittatietojen perusteella. Lähtöaineistona voi olla otos laajemman alueen puista tai kokonaisen yksittäisen puiston tai muun rajatun alueen kaikki puut. Otosaineiston analysoinnissa sovellus huomioi myös maan pintamateriaalin sekä pensaskerroksen (USDA Forest service 2019a).

i-Tree Eco mallintaa ekosysteemitointoja, kuten puun hiilivaraston ja vuotuisen hiilensidonnan määrää, ilmansaasteiden vuotuista sidontaa sekä haihtuvien orgaanisten yhdisteiden (VOC) määrää. Ilmansaasteiden sidonta lasketaan otsonin, rikkidioksidin, typpidioksidin, hiilimonoksidin ja pienhiukkasten (PM_{2,5}) osalta (Hirabayashi ym. 2015, USDA Forest service 2019a). Lisäksi sovellus mallintaa puiden sekä muun kasvillisuuden viivyttämän ja haihduttaman veden määrän vaikutusta hulevesien pintavaluntaan. i-Tree Eco arvioi myös puuston vaikutuksia rakennusten lämmitys/jäähdytysenergian tarpeeseen ja kasvillisuuden sopivuutta erilaisille eliöille (USDA Forest Services 2019a), mutta nämä sovelluksen ominaisuudet eivät ole käyttökelpoisia Euroopassa, sillä ohjelmisto ei sisällä Euroopan oloihin sopivia oletusarvoja. Ekosysteemipalvelujen arvioitun määrän pohjalta sovellus laskee ekosysteemipalveluiden rahallisen arvon ottaen huomioon muun muassa vältetyt kustannukset jäteveden käsittelyssä ja terveydenhuoltokustannuksissa. Hiilensidonnan, hiilivarastojen, hulevesien valuman vähenemisen ja ilmansaasteiden sidonnan arvot perustuvat epäsuoriin käyttöarvoihin ja arvottamisperiaate nojaa yksittäisen puun tuottamien hyötyjen arviointiin.

3.1 i-Tree Eco:n mallintamiseen käyttämät mittatiedot ja arvot

i-Tree Eco 6.0.17 -versioon voi syöttää enimmillään 14 eri muuttujaa ekosysteemipalvelujen laskemista varten. Vähimmillään ekosysteemipalveluiden määrä voidaan laskea myös pelkän lajitiedon ja rungon halkaisijamitan (DBH) perusteella, mikä mahdollistaa ohjelman käytön vajavaisemminkin tiedoilla. Mitä kattavammin tietoja puiden mitoista ja kunnosta on kerätty, sitä todenmukaisempia arvioita i-Tree Eco kuitenkin antaa ekosysteemitoinninnoista ja niiden taloudellisesta arvosta (Nowak ym. 2008).

Lehtipinta-alalla on suuri vaikutus moniin puiden tuottamiin ekosysteemitointoihin, kuten hiilen ja ilmansaasteiden sidontaan, VOC-päästöihin, haihdutukseen ja ilman viilennysvaikutukseen (Nowak 1994a). Useimpien ekosysteemipalvelujen mallintamiseen i-Tree käyttää laskemaansa lehtipinta-alaa (LA), lehtien biomassaa sekä koko puun biomassaa (taulukko 1). Lehtipinta-alan sovellus laskee puun rungon halkaisijamitan ja kokonaiskorkeuden pohjalta käyttäen lajikohtaisia regressioyhtälöitä ja latvuksen puuttuvan osuuden prosenttilukua. Lehtien biomassan ohjelma juontaa suoraan lehtipinta-alan ja lajikohtaisien kuivapainolaskelmien pohjalta (USDA Forest Service 2019e). Kun arvio latvuksen puuttuvasta osuudesta puuttuu, i-Tree Eco olettaa osuuden olevan 13 %.

Latvuksen mittatietojen puuttuessa sovellus käyttää puun korkeuden ja latvuksen mallintamiseen oletusarvoja, jotka on laskettu kullekin lajille tyypillisen latvusmuodon pohjalta. Tällöin rungon halkaisijamitta on määräävä tekijä (David Nowak, sähköpostiviesti kirjoittajalle 14.11.2019). Laskukaavoja on useita ja ne vaihtelevat lajin, suvun tai heimon tasolla.

Esimerkiksi vaahteran (*Acer* sp. tai lajiepiteetti) latvuksen kokonaiskorkeuden saamiseksi i-Tree käyttää kaavaa:

$$\text{crown height} = \exp(B0 + (\ln(\text{DBH}) \times B1) \quad (1),$$

Jossa

crown height = latvuksen korkeus

DBH = rungon halkaisijamitta (tuumissa)

B0 = 2,6043

B1 = 0,4534.

Vaahteran latvusmitat sovellus laskee kaavalla:

$$\text{crown width} = B0 + (DBH \times B1) + (DBH^2 \times B2) \quad (2),$$

jossa

crown width = latvuksen leveysmitta

$$B0 = 5,8975$$

$$B1 = 2,1666$$

$$B2 = 0,0274.$$

Korkeuden ja latvusmittojen laskemisessa vaahteran vähimmäisläpimitta on 2,54 cm (1,0 tuuma) ja enimmäismitta 95,5 cm (37,6 tuumaa) (David Nowak, sähköpostiviesti kirjoittajalle 14.11.2019).

Taulukko 1. Ekosysteempipalveluiden mallintamiseen i-Tree Eco:ssa käytettävät muuttujat ja niiden puuttuessa käytetyt oletusarvot tai laskukaavat (Nowak ym. 2008, USDA Forest service 2019b, USDA Forest service 2019c). Taulukossa esitellään tällä hetkellä Suomessa mallinnettavat ekosysteempipalvelut. LA tarkoittaa lehtipinta-alaa ja LAI lehtialaindeksiä.

| Aineistosta määritetty muuttuja | Mallinnusta varten johdettu muuttuja | Mallinnettu ekosysteempipalvelu | Oletusarvo tai kaava |
|--|--|--|--|
| Laji | LA, lehtien biomassa, koko puun biomassa | hiilivarasto, hiilensidonta, ilmansaasteiden sidonta, hulevesien valuman väheneminen | - |
| Rungon halkaisijamitta 1,37 m korkeudelta | LA, lehtien biomassa, koko puun biomassa | hiilivarasto, hiilensidonta, ilmansaasteiden sidonta, hulevesien valuman väheneminen | - |
| Maankäyttöluokka | | rakenteellinen arvo, nettohiilensidonta | asuinalue, kerroin 0,6 |
| Puun kokonaiskorkeus | LA, lehtien biomassa, koko puun biomassa | hiilivarasto, hiilensidonta, ilmansaasteiden sidonta, hulevesien valuman väheneminen | lasketaan käyttäen rungon halkaisijaan perustuvaa regressioyhtälöä |
| Puun elävän latvuksen korkeus | | hiilensidonta | sama kuin puun kokonaiskorkeus |
| Latvuksen alkamiskorkeus | LA, lehtien biomassa | ilmansaasteiden sidonta, hulevesien valuman väheneminen Ainavihantien lajien kohdalla myös hiilivarasto | lasketaan käyttäen rungon halkaisijaan perustuvaa regressioyhtälöä |
| Latvusmitat pohjoinen-etelä- ja itä-länsi - suunnassa | LA, lehtien biomassa, latvuspeittävyys | ilmansaasteiden sidonta, hulevesien valuman väheneminen Ainavihantien lajien kohdalla myös hiilivarasto | lasketaan käyttäen rungon halkaisijaan perustuvaa regressioyhtälöä |
| Puuttuvan latvuksen %-osuus | LA, lehtien biomassa | Ilmansaasteiden sidonta, hulevesien väheneminen Ainavihantien lajien kohdalla myös hiilivarasto | 13 % |
| Latvuksen kunto (latvuksen kuollut %-osuus) | LA | hiilensidonta, rakenteellinen arvo | 13 % |
| Suoran auringonvalon saantisuuntien lukumäärä | LA, LAI, lehtien biomassa | hiilensidonta, hiilivarasto, biomassa | 2-3 |

Koko puun biomassan sovellus laskee rungon halkaisijan ja kokonaiskorkeuden perusteella (USDA Forest Service 2019e). Avoimella paikalla kasvaneella ja hoidetulla

puulla on usein todellisuudessa vähemmän maanpäällistä biomassaa kuin metsien biomassan arvioimiseen kehitettyjen laskukaavojen pohjalta mallinnettuna (Nowak 1994b). i-Tree Eco käyttää eri kaavaa avaralla paikalla kasvaneiden puiden kuin tiheässä kasvaneiden puiden lehtialan ja biomassan mallintamiseen. Puun saama suora auringonvalo arvioidaan asteikolla 0-5. Havupuille ja lehtipuille on omat oletuskertoimensa lehtialaindeksin (LAI) laskennassa (Nowak ym. 2008). Suoran valon saantisuuntien ollessa 4-5 lehtiala lasketaan avoimen paikan puun laskukaavalla, ja vastaavasti saantisuuntien ollessa 0-1 käytetään suljetun latvuksen laskukaavaa. Kun saantisuuntia on 2-3, käytetään näiden laskukaavojen pohjalta saatujen lukemien keskiarvoa (USDA Forest Service 2019e). Kun saantisuuntaa ei syötetä, sovellus olettaa sen olevan 2-3.

Latvukseen tulevan suoran auringonvalon suunnat määrittävät myös tarpeen käyttää kerrointa biomassan mallintamisessa (biomass adjustment factor, BAF). Kerrointa 0,8 käytetään valon saantisuuntien ollessa 4-5, ja muussa tapauksessa saantisuuntien määrällä (0-3) ei ole vaikutusta biomassaan (USDA Forest Service 2019c).

Arvio latvuksen kuolleen osuuden määrästä vaikuttaa lehtipinta-alaan ja lehtien biomassaan kuntokertoimella (condition factor) 0-1. Puun kunto on jaettu seitsemään luokkaan, joista huonoin on ”kuollut” kuolleen osuuden ollessa 100 %, ja erinomainen osuuden ollessa vähemmän kuin 1 % (taulukko 2). Lopullinen lehtipinta-ala saadaan kertomalla LA kuntokertoimella (Nowak ym. 2008). Latvuksen kunto, suoran auringonvalon saantisuunnat sekä kasvukauden pituus määrittävät puun biomassan vuotuisen kasvun ja samalla hiilensidonnas tason (USDA Forest service 2019e).

Taulukko 2. Kuolleen latvuksen osuus vaikuttaa arvioon puun kunnosta. Mitä enemmän latvuksessa on kuollutta, sitä pienempää kuntokerrointa käytetään lehtialan laskemiseen (muokattu lähteestä Nowak ym. 2008).

| Puun kunto | Kuolleen latvuksen osuus (%) | Kuntokerroin |
|-------------------|-------------------------------------|---------------------|
| Erinomainen | <1 | 1 |
| Hyvä | 1-10 | 0,95 |
| Kohtuullinen | 11-25 | 0,82 |
| Huono | 26-50 | 0,62 |
| Erittäin huono | 51-75 | 0,37 |
| Kuoleva | 76-99 | 0,13 |
| Kuollut | 100 | 0 |

3.1.1 Hiilivarastojen mallintaminen

i-Tree Eco laskee puun hiilivarastoksi sekä puun maanpäällisiin että maanalaisiin puutuneisiin osiin sitoutuneen hiilen (Nowak 1994b). Hiilivaraston määrän mallintamiseen sovellus käyttää lajitietoa, rungon halkaisijamittaa ja puun kokonaiskorkeutta (taulukko 3).

Taulukko 3. Eräiden ekosysteemipalveluiden mallintamiseen i-tree Eco:ssa käytetyt muuttujat (Nowak ym. 2002, Nowak ym. 2008, USDA Forest Service 2018, USDA Forest Service 2019b).

| Ekosysteemipalvelu | Vaikuttavat muuttujat |
|--------------------------------|---|
| Hiilivarasto | Laji, rungon halkaisijamitta, puun kokonaiskorkeus; havupuilla lisäsi latvusmitat, puuttuvan osuuden prosenttiluku |
| Hiilensidonta | Laji, rungon halkaisijamitta, puun kokonaiskorkeus, latvuksen kunto (latvuksen kuollut %-osuus), latvuksen suoran auringonvalon saantisuunnat, maankäyttöluokka |
| Ilmansaasteiden sidonta | Laji, rungon halkaisijamitta, puun kokonaiskorkeus, latvuksen alkamiskorkeus, latvusmitat pohjoinen-etelä- ja itä-länsi -suunnassa, puuttuvan latvuksen %-osuus |
| Hulevesien väheneminen | Laji, rungon halkaisijamitta, puun kokonaiskorkeus, latvuksen alkamiskorkeus, latvusmitat pohjoinen-etelä- ja itä-länsi -suunnassa, puuttuvan latvuksen %-osuus |
| Rakenteellinen arvo | Laji, rungon halkaisijamitta, maankäyttöluokka, latvuksen kunto (latvuksen kuollut %-osuus) |

Hiilen osuuden on arvioitu olevan noin puolet puun biomassan kuivapainosta (Chow ja Rolfe 1989), ja näin ollen sovellus käyttää kerrointa 0,5 (Nowak ym. 2008). Koska lehtipuut varistavat vuosittain lehtensä, vain puutuneisiin osiin sitoutunut hiili huomioidaan. Havupuiden neulasbiomassa sen sijaan huomioidaan hiilivaraston arvioinnissa ja lisätään koko puun biomassaan (Nowak ym. 2008). Havupuiden hiilivaraston mallintamisessa käytetään edellä mainittujen lajitiedon, rungon halkaisijan ja puun kokonaispituuden lisäksi myös epäsuorasti latvuksen alkamiskorkeutta, leveysmittoja sekä latvuksesta puuttuvan osuuden prosenttilukua (taulukko 1) (USDA

Forest service 2018). Sovellus huomioi myös kuolleisiin puihin sitoutuneen hiilivaraston (Nowak ym. 2008).

3.1.2 Hiilensidonnan mallintaminen

Vuosittaisen kokonaishiilensidonnan laskemiseen i-Tree Eco-sovellus käyttää lajitietoa, rungon halkaisijamittaa, kokonaiskorkeutta, latvuksen kuolleisuusprosenttia ja latvukseen tulevan suoran valon määrää (taulukko 3) (USDA Forest service 2019b). Hiilensidonnan mallintaminen perustuu hiilivaraston tapaan arvioon biomassasta, mutta myös arvioon vuotuisesta kasvunopeudesta. Kasvunopeuden mallintamiseen vaikuttaa lajitiedon lisäksi se, onko kyseessä katu- vai puistopuu; puistoon sijoittuvan puun arvioidaan kasvavan keskimäärin 1,78 kertaa hitaammin kuin katupuun (Nowak 2018).

Puun hajoamisessa vapautuvan hiilen osuuden sovellus arvioi vain nettohiilensidonnan laskemisessa. Tähän arvioon vaikuttavat puun kunto sekä maankäyttöluokka. Puun kunnan perusteella i-Tree määrittää, kuinka pian puu on kuolemassa. Mikäli puu jää kuoleman jälkeen paikoilleen lahoamaan, arvioi sovellus hiilen vapautuvan 20 vuodessa. Kaikkien joutomaille ja liikenneväylien läheisyyteen sijoittuvien puiden i-Tree Eco olettaa jäävän paikoilleen korjaamatta. Puistoalueilla oletus on, että 50 % kuolleesta puustosta jää puistoon. Kaikissa muissa maankäyttöluokissa (golf-kentät, hautausmaat, teolliset, kaupalliset ja laitosalueet sekä maatalousalueet) oletuksena on, että kuollut puu poistetaan vuoden kuluessa, jolloin hajoaminen tapahtuu kolmessa vuodessa. Kaikkien kuolleiden puiden juuriston lasketaan hajoavan UFORE-mallissa 20 vuoden kuluessa (USDA Forest Service 2019e).

i-Tree Eco laskee puun vuotuisen kasvun määrän ja hiilensidonnan puulajikohtaisten regressioyhtälöiden pohjalta. Mikäli allometristä yhtälöä lajille ei ole määritetty, käytetään puusuvun yhtälöiden pohjalta laskettujen lukujen keskiarvoa. Vastaavasti yhtälön puuttuessa suvun tasolla käytetään hiilensidonnan mallintamiseen lehtipuiden tai havupuiden yhtälöiden pohjalta laskettua keskiarvoa (USDA Forest Service 2019e).

3.1.3 Hulevesien valuman mallintaminen

Hulevesien valuman vähenemisvaikutuksen mallintaminen perustuu malliin, jonka perusteella osa sadevedestä jää puiden lehvästään ja läpi valuva vesi joko imeytyy läpäisevään pintamaahan tai valuu pois läpäisemättömältä pinnalta. i-Tree Eco käyttää vertailukohtana läpäisemättömän pinnan valumaa. Otosaineiston analysoinnissa on mahdollista syöttää latvuksen alle jäävä maan pintamateriaali, mutta täysinventoinneissa sovellus olettaa maan pintamateriaalin olevan kasvipeitteinen (Hirabayashi 2013) eli läpäisevä. Hulevesien valuman vähenemisen laskemiseen i-Tree Eco käyttää aiemmin mainittujen muuttujien lisäksi latvuksen pinta-alaa ja lehtialasta johdettua lehtialaindeksiä, jonka pohjalta myös puiden haihdutuksen määrä lasketaan (Hirabayashi 2013, USDA Forest Service 2018).

Latvuspeittävyys laskennassa i-Tree käyttää kahdesta suunnasta mitattuja latvusten ulottuvuuksia, joista saadaan kunkin puun latvuksen pinta-ala. Kaikkien puiden yhteenlaskettua latvus-alaa korjataan limittäin menevät latvukset huomioiden (Nowak 2018). i-Tree ottaa huomioon latvusten päällekkäisyyden vähentämällä latvusten yhteenlasketusta pinta-alasta todellisen latvusten peittämän alan. Lehtipuiden haihdutuksen osalta sovellus huomioi paikallisen puiden lehtien puhkeamisen ja lehtien varisemisen ajankohdan ja laskee haihdutuksen tältä väliltä (USDA Forest Service 2019e). Euroopan olosuhteisiin sovellettu i-Tree Eco poimii lehtien puhkeamisen ja varisemisen ajankohdan Weather Online (2000) –palvelusta (USDA Forest Service 2019d). Paikallisen sadannan määrän sovellus poimii lähimmältä valitulta sääasemalta.

3.1.4 Ilmansaasteiden sidonnan mallintaminen

Ilmansaasteiden määrää sovellus laskee laskeumanopeuden ja saastepitoisuuden perusteella (USDA Forest Service 2019e). Tähän vaikuttavat sadanta ja lehtipuiden kohdalla kasvukauden pituus. Mallintamiseen sovellus käyttää suoraan puiden latvuksen peittävyysprosenttia ja epäsuorasti lehtialaindeksiä sekä ainavihannan puuston osuutta, joka on johdettu ainavihantien lajien lehtialasta. Kuten huleveden vähenemisen vaikutuksen kohdalla, lehtipuiden osalta malli laskee haihduttamisen ja saasteiden laskeuman paikallisen lehtien puhkeamisen ja lehtien varisemisen ajanjakson väliltä. Näin vuodenaika näkyy ilmansaasteiden sidonnassa. Lehtipuilla puunkuoren oletetaan

kuitenkin sieppaavan partikkeleita ja kaasumaista laskeumaa lehdettömänä aikana. Sateen aikana kuivalaskeuma on nolla (USDA Forest Service 2019e).

i-Tree Eco laskee maanpintakasvillisuuden osuutta ilmansaasteiden sidonnassa, mutta toiminto on kehitetty ensisijaisesti koelaitteiden tapahtuvaan analysointiin (USDA Forest service 2019a). Ilmanlaadulliset tiedot sovellus poimii läheisimmältä käytettävissä olevalta ja valitulta sääasemalta sekä European pollution data source 2013-2015 - European Environment Agency (EEA) –tietolähteestä (USDA Forest Service 2019d).

3.1.5 Rahallisen arvon määrittäminen

i-Tree Eco määrittää kaikkien ekosysteemipalveluiden rahallisen arvon tiettyjen kertoimien mukaan. Puuston rakenteellinen arvo sekä hiilensidonnasta ja vältetyn hulevesien valuman rahallinen arvo muunnetaan Pohjois-Amerikan kertoimien pohjalta lasketuista arvoista suoraan dollareista euroiksi (USDA Forest Service 2019d).

Hiilensidonnasta ja hiilivaraston arvo määrittyvät Interagency Working Group on Social Cost of Carbon (2015) raportin sosiaalisen kustannuksen mukaan. Sosiaalinen kustannus tarkoittaa tässä yhteydessä arviota hiilidioksidipäästöjen tuottamasta taloudellisesta vuosittain kertyvästä menetyksestä. Varastoituneen hiilen ja hiilensidonnasta oletusarvona sovellus käyttää 0,16067 €/hiili-kg (USDA Forest service 2019f).

Hulevesien pintavaluman vähenemisen arvo perustuu vielä toistaiseksi Yhdysvaltojen olosuhteisiin eli U.S. Forest Service's Community Tree Guide Series –oppaasta poimituihin lukemiin ja näiden keskiarvoihin. Hulevesien valuman vähentämisen oletusarvo euroissa on 1,902 €/m³ (USDA Forest service 2019f).

Ilmansaasteiden sidonnasta rahallinen arvo perustuu van Essen ym. (2011) kokoamaan raporttiin Euroopan ulkoisten vaikutusten mediaani-arvoista, jotka kerrotaan paikallisen silloisen valuuttakurssin mukaan (USDA Forest service 2019a). Hiilidioksidin (CO₂) sidonnasta oletusarvo on 1,11 €/kg, otsonin (O₃) 11,93 €/kg, typpioksidin (NO₂) 1,78 €/kg, rikkioksidin (SO₂) 0,65 €/kg ja pienhiukkasten (PM_{2,5}) 414,28 €/kg (USDA Forest Service 2019f).

Arvio puuston rakenteellisesta arvosta perustuu yksittäisen puun arvottamisen menetelmään ja paikalliseen kustannukseen korvata sama puu vastaavalla uudella puulla (Nowak ym. 2002). Korvaavan arvon (compensatory value) määrittäminen perustuu Council of Tree and Landscape Appraisers –neuvoston kehittämään menetelmään, jossa käytetään neljää puun ja kasvupaikan ominaisuustietoa (Nowak ym. 2008). Pohja-arvo (basic value) saadaan puun rungon poikkileikkausalaista ja puulajista, ja se kerrotaan puun kunnon (taulukko 2) (Nowak ym. 2002) ja sijainnin mukaan määräytyvällä kertoimella asteikolla 0-1 (Nowak ym. 2008). Keskimääräiset puun korvauskulut ja paikalliset kertoimet on poimittu International Society of Arboriculture (ISA) –julkaisuista (Nowak ym. 2008). Esimerkiksi golf-kentät arvotetaan korkeimmalle kertoimella 0,8; hautausmaat, teolliset, kaupalliset ja laitosalueet (edustusalueet) kertoimella 0,75; puistot ja asuinalueet kertoimella 0,6; metsät ja liikennealueet (valtatiet) kertoimella 0,5; maatalousalueet kertoimella 0,4; joutomaat kertoimella 0,2 ja kosteikot kertoimella 0,1 (Nowak ym. 2008). Puille, joiden rungon halkaisija on suurempi kuin 76,2 cm, on rungon alalle säädetty pienempi painoarvo kuin halkaisijaltaan alle 76,2 cm puille. Tämä perustuu oletukseen, että suuri täysikasvuinen puu ei kasvattaisi arvoaan yhtä nopeasti kuin sen rungon ala kasvaa (USDA Forest Service 2019e).

Pohja-arvo olemassa olevalle puulle, joka on suurempi kuin uudelleen istutettava korvaava puu olisi, lasketaan CTLA:n kaavalla:

$$BV = RC + (BP \times (TA_A - TA_R) \times SF) \quad (3),$$

jossa

BV = pohja-arvo

RC (replacement cost) = suurimman istutettavissa olevan puun hinta

BP (basic price) = paikallinen keskimääräinen hinta rungon alaa kohti (euroa/cm²)

TA_A = korvattavan puun rungon ala

TA_R = suurimman mahdollisen istutettavan puun rungon ala

SF = paikallinen laji-kerroin.

Kun puun halkaisija on enemmän kuin 76,2 cm, käytetään sovellettua rungon alan laskukaavaa:

$$ATA = -0,335 + 176d - 7020 \quad (4)$$

jossa

ATA = puun säädetty rungon ala

d = rungon halkaisija tuumissa

(USDA Forest Service 2019e).

4 TUTKIMUKSEN TAVOITTEET

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli ensisijaisesti selvittää, kuinka lähtötietojen laatu vaikuttaa i-Tree Eco-sovelluksen laskemien ekosysteemipalvelujen määrään ja taloudelliseen arvoon, sekä selvittää Kupittaanpuiston ekosysteemipalvelujen arvo i-Tree Eco:n avulla. Kaupunkien puurekisterit sisältävät puista yleensä i-Tree-mallintamiseen tarvittavat vähimmäistiedot, kuten puulaji ja rungon läpimitta. i-Tree-ohjeistuksen mukaan mitataan lisäksi monia muita mittoja, jotka tarkentavat mallintamista, mutta joiden mittaaminen on aikaa vievää. Työssä verrattiin puurekisteritietojen antamaa mallinnustulosta i-Tree-mittausten antamaan tulokseen, ja tarkasteltiin tulosten suuruseroa ja sen merkitystä tulosten soveltamiseen. Puiden tuottamista ekosysteemipalveluista tarkasteltiin hiilivarastoa, hiilensidontaa, huleveden valuman vähenemistä sekä ilmansaasteiden sidontaa.

5 AINEISTO JA MENETELMÄT

Aineisto kerättiin Kupittaanpuistosta, joka sijaitsee Turussa Varsinais-Suomen maakunnassa. Puuston tuottamia ekosysteemipalveluita mallinnettiin kaupungin puurekisterin tietojen ja maastossa tehtyjen mittausten perusteella. Alueeseen laskettiin mukaan myös kaupungin paikkatietorekisterissä erillinen, mutta välittömässä läheisyydessä sijaitseva Kupittaankentän puistikko. Näin ollen tämän tutkimuksen yhteydessä Kupittaanpuistosta puhuttaessa tarkoitetaan myös Kupittaankenttää. Tutkimusta varten Kupittaanpuiston puut mitattiin ja arvioitiin i-Tree Eco-sovelluksen ohjeistuksen (i-Tree Eco Field Guide, USDA Forest Service 2016) mukaan lukuun ottamatta joitain poikkeustapauksia, jotka käsitellään Puiden mittaus –osiossa.

Mallinnuksen lähtöaineistona käytettiin puuinventoinnin tuloksia, jotka kerättiin puistossa heinä-marraskuussa 2018 (tästä eteenpäin inventaari) sekä Turun kaupungin puurekisterin tietokantaa (tästä eteenpäin puurekisteri). Kun tarkoituksena oli vertailla Turun kaupungin puurekisterin ja puuinventaarin tuottamia tuloksia, tehtiin nämä kaksi

aineistoa vertailukelpoisiksi vähentämällä inventaarista ne pensaat ja puut, joita ei ollut puurekisterissä (tästä eteenpäin osainventaari).

Tässä tutkimuksessa käytettiin viimeisintä i-Tree Eco v6.0.17-versiota ja UFORE-D v1.1.0-mallia. Mallinnuksissa käytettiin Artukaisten sääaseman sadantatietoja ja ilmanlaadullisia havaintoja vuodelta 2015. Ekosysteemipalvelujen rahallinen arvo muunnettiin dollareista euroiksi muuntokertoimella 0,8961 sovelluksen 4.11.19 poimiman kertoimen perusteella.

5.1 Kupittaanpuisto ja Kupittaankenttä

Kupittaanpuisto (60°26'45.5"N 22°17'28.1"E) sijaitsee kasvuvyöhykkeellä I. (Ilmatieteenlaitos 2011), mikä mahdollistaa Suomen ilmasto-olosuhteisiin nähden monipuolisen kasvilajiston käytön viherrakentamisessa.

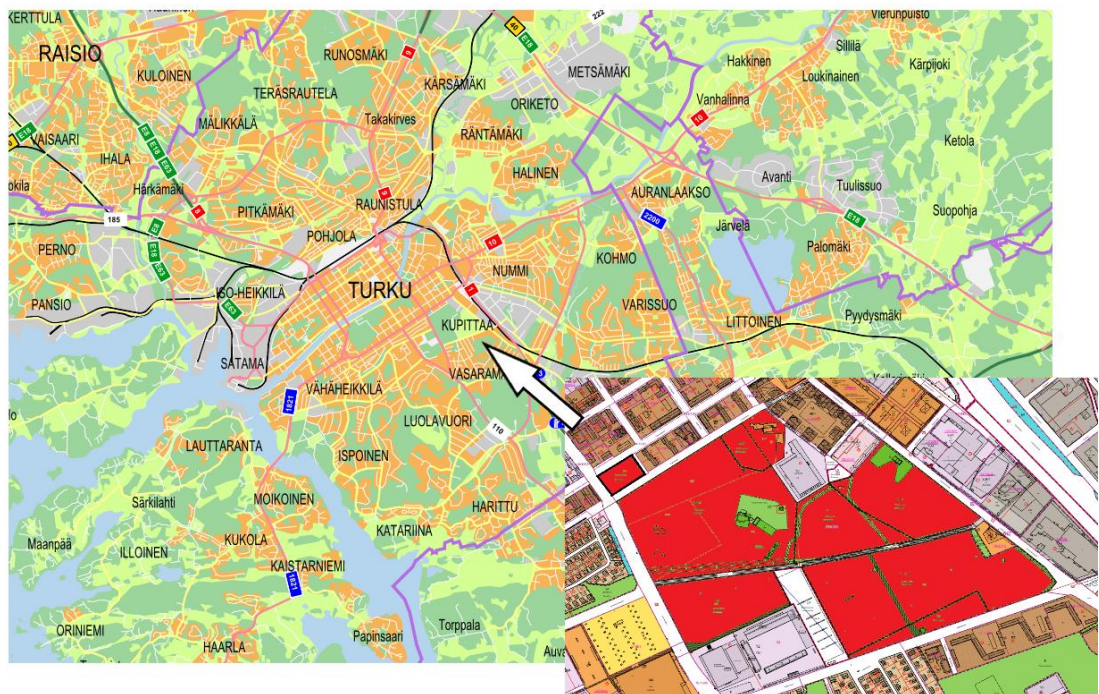
Kupittaanpuiston alueen kehitys on ollut puutarhahistoriallisesti monikerroksinen. Sen keskiössä sijaitsee lähde, jonka ympärille moni historiallinen tapahtuma on sijoittunut. Perimätiedon mukaan piispa Henrik olisi kastanut ensimmäisiä pakanoita kristinuskoon Kupittaan uhrilähteellä jo vuonna 1155 kuningas Erikin voitettua taistelut pakanoita vastaan (Laaksonen 2007). Puiston katsotaan varsinaisesti saaneen alkunsa vuonna 1820 ja sitä pidetään Suomen vanhimpana kaupunkipuistona (Järventausta 1991). Sen koko on vaihdellut vuosien saatossa ja puiston alueet ovat rakentuneet pikkuhiljaa.

Franz Faldermann suunnitteli noin viiden hehtaarin alan Kupittaanpuistosta puutarhatoiminnan aktivoituessa 1800-luvulla. Suomalainen puutarhaviljelysseura, Finska Trädgårdsodlings-Sällskapet, perusti alueelle taimitarhan 1839, joka toimi lyhyen aikaa. Puutarhaviljelysseuran perustama puutarhurikoulu jatkoi toimintaansa samalla paikalla kuitenkin vuoteen 1898 asti. Puutarhaopetus alkoi jälleen Kupittaanpuistossa, kun Villa Billnäsän puutarhakoulu siirrettiin Kupittaanpuistolle 1930-luvun alussa (Nummi 2008).

Nykyisin Kupittaanpuisto on monipuolinen ja toiminnallinen puisto, joka on laajamittaisessa käytössä. Puisto on merkittävä ajanvietepaikka kaupunkilaisille sen tarjoamien monien käyttömahdollisuuksien takia. Puiston alueella sijaitsevat lintulampi,

maauimala, suuri leikkipuisto nimeltä Seikkailupuisto, liikennepuisto, luistinrata, skeittipuisto, velodromi ja kahdeksan palloilukenttää. Lisäksi puistossa on laaja lajikirjo eri-ikäisiä puita. Näiden edellä mainittujen ominaisuuksien takia tutkimusalueeksi valittiin nimenomaan Kupittaanpuisto Turussa.

Tutkimusalueena on Kupittaanpää ja koko Kupittaanpuisto Turun kaupungin määrittelemien ylläpitorajojen mukaan (kuva 3). Koko puiston pinta-ala eri toimintoihin ja Kupittaanpää mukaan lukien on 33,95 hehtaaria, ja tätä lukua käytettiin myös i-Tree Eco –mallinnuksissa.



Kuva 3. Kupittaanpää ja Kupittaanpuisto sijaitsevat Turun kaupungin keskustan kaakkoispuolella. Karttasuurenoksessa Kupittaanpää ja Kupittaanpuiston ala on väritetty punaisella (Turun kaupunki 2018b).

5.2 Aineiston keruu ja käsittely

5.2.1 Puiden mittaus

Puistossa mitattiin jokainen puu ja puumainen pensas i-Tree Eco –ohjeistusta (i-Tree Eco Field Guide v6.0 4.26.2016, USDA Forest Service 2016) noudattaen. Ohjeistuksen mukaan puita ovat kaikki puuvartiset kasvit, joiden rungon halkaisijamitta 1,37 m:n korkeudella (DBH) on vähintään 2,54 cm. Pohjoismaisessa i-Tree-tutkimuksessa on käytetty kuitenkin 7 cm:n raja-arvoa, jota käytettiin myös tässä tutkimuksessa. Sen lisäksi mitattiin kaikki (myös alle 2,54 cm:n DBH) puuntaimet, jotka olivat kaupungin puurekisterissä. Puista mitattiin i-Treen suositusten mukaisesti rungon halkaisija 1,37 m:n korkeudelta, latvuksen kokonaiskorkeus, elävän latvuksen korkeus, latvuksen alkamiskorkeus ja latvuksen leveys sekä pohjoinen-etelä -suunnassa että länsi-itä -suunnassa (Nowak ym. 2008). Maanpinnan yläpuolella haarautuvat puut laskettiin yhdeksi monirunkoiseksi puuksi, josta mitattiin jokainen alle 1,3 m:n korkeudelta haaroittunut runko 1,37 m:n korkeudelta. Jos haaroja oli enemmän kuin 6 kpl, laskettiin loput pienimmät halkaisijamitat yhteen ja merkittiin kuudenneksi rungoksi inventaariin.

Kaiken kaikkiaan puita mitattiin 1 315 kappaletta, ja mittaukset suoritettiin aikavälillä 17.7.-8.11.2018, joista suurin osa 17.7.-24.8.2018.

Ensimmäisten 147 puun korkeus mitattiin hypsometrillä 20 metrin etäisyydeltä puusta, kun loput 148-1315 puita mitattiin käytännön syistä 15 metrin etäisyydeltä. Erittäin suurikokoiset tai haastavan muotoiset yksittäistapaukset mitattiin 20 metrin etäisyydeltä.

5.2.2 Silmämääräinen arviointi

Puut arvioitiin silmämääräisesti latvuksen aukkoisuuden (missing canopy), kuolleen osuuden (dieback) ja harsuuntumisen suhteen asteikolla 0-100 %. Lisäksi merkittiin muistiin latvuksen alla oleva maan pintamateriaali (läpäisevä ja läpäisemätön pintamateriaali), maankäyttöluokka (puisto, vesiaihe, liikennealue, jonkin instituution toiminnallinen alue), oliko kyseessä katu- vai puistopuu sekä latvuksen saamat suoran auringonvalon suunnat (0-5). Koska maankäyttöluokitusta tulkittiin inventoinnin yhteydessä väärin, korjattiin maankäyttöluokka koko inventointiaineistoon ”puistoksi”.

Tietoa latvuksen alle jäävästä pintamateriaalista ei käytetty tässä tutkimuksessa, sillä i-Tree Eco ei huomioi täysin inventoidun aineiston mallinnuksissa latvuksen alle jäävää pintamateriaalia tai kasvustoa erikseen.

Latvuksen aukkoisuuden, kuolleisuuden ja harsuuntumisen erottaminen toisistaan oli toisinaan hankalaa esimerkiksi silloin, kun latvukset kasvoivat limittäin. Arvio harsuuntumisesta saattoi osaltaan vaikuttaa aukkoisuuden tulkintaan ja siten latvuksen kuntoarvioon. i-Tree Eco ei hyödynnä harsuuntumisarvoa (alueen täydellisessä inventoinnissa), joten tietoa ei käytetty tässä tutkimuksessa.

Latvuksen kuolleen osuuden ja muodon arviointiin vaikuttavat etäisyys puusta ja tarkastelukulma. Latvusta on katsottava eri puolilta todellisen kuvan saamiseksi. Tiheän latvuksen sisäpuolelta tarkasteltuna oksien kuolleisuus vaikuttaa suuremmalta kuin ulkoapäin katsottuna. Myös lajille tyypillinen kasvutapa on huomioitava latvuksen muodon arvioinnissa. Esimerkiksi vaahteran latvus on tyypillisesti pyöreämpi kuin koivun.

Puut määriteltiin puisto- tai katupuiksi hoidon perusteella. Mikäli puu sijaitsi lähellä käytävää niin, että sen oksakorkeutta täytyy kunnossapidon tai väylän liikenteen takia nostaa, luokiteltiin se katupuuksi. Joissain kohdin käytävän läheisyydessäkin sijainnut puu kuitenkin luokiteltiin puistopuiksi, jos sen oksakorkeutta ei ole ollut tarpeen nostaa.

Mittaustarkkuuteen saattoivat vaikuttaa hypsometrin heilahtelu, latvuksen ulottuvuuksien erilaiset tulkintatavat, sääolot, mittaja, liikenne ja maasto. Mittaajasta johtuvaa virhettä pyrittiin välttämään käyttämällä aina samoja mittavälineitä ja kalibroimaan silmämääräiset arviot yhdessä, jos mittajia oli enemmän kuin yksi.

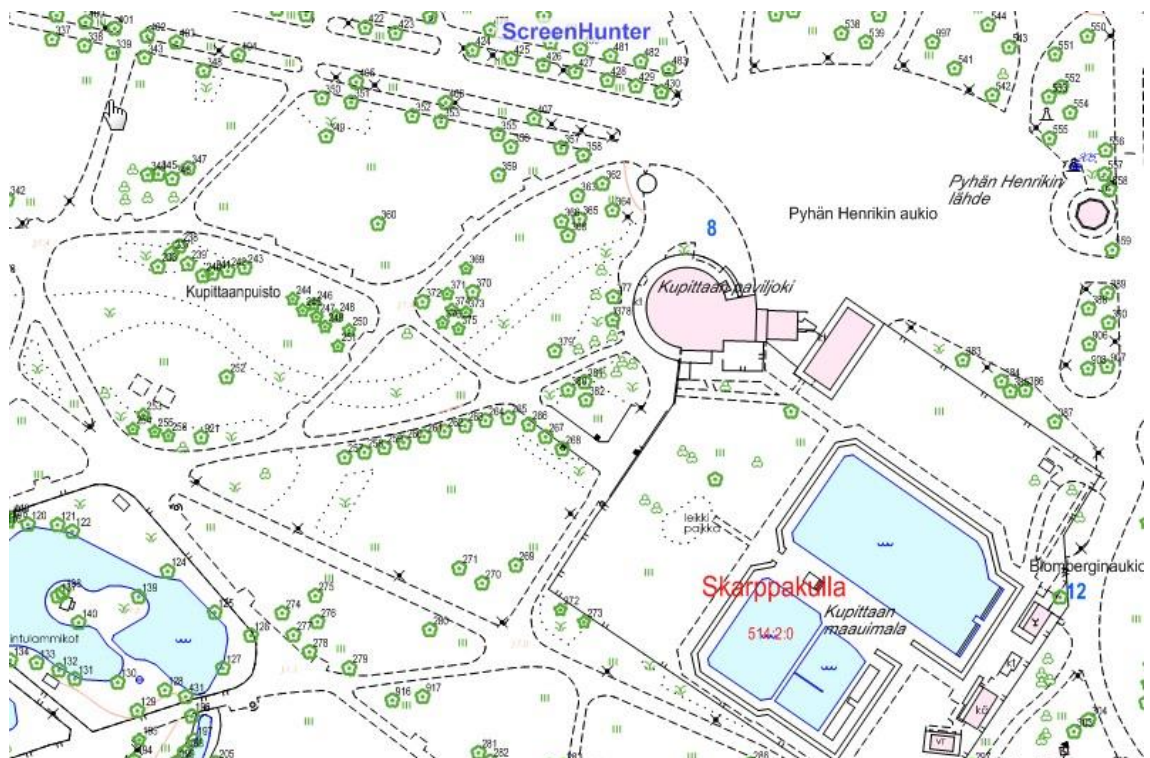
5.2.3 Turun kaupungin puurekisteri ja kaupunkipuulinjaus

Turun kaupunki ylläpitää rekisteriä suurimmasta osasta julkisilla alueilla kasvavista puisto- ja katupuistaan. Puurekisteri toimii Trimble Locus-ohjelmalla (Trimble Inc., Sunnyvale CA, USA), ja sitä on kehitetty vuodesta 2005 lähtien (Turun kaupunki 2019). Puurekisterissä oli 1.3.2019 33 471 puuta (Aki Männistö, Turun kaupunki, sähköpostiviesti kirjoittajalle 18.3.2019).

Puurekisteriin on pyritty kirjaamaan puun sijainti, kasvinumero, kasvilaji, istutusmuoto, rungonympärysmitta 1,3 m:n korkeudelta, korkeus, kunto ja sijaintikoordinaatit. Tietoja päivitetään aina toimenpiteiden yhteydessä urakoitsijan tai tilaajan toimesta. Kuntonsa takia seurattaville puille päivityksiä tehdään joko vuoden, kolmen, viiden tai seitsemän vuoden välein riippuen kuntoarvion ohjelmoinnista. Tavoitteena on päivityskierto, jossa jokaisen puun tiedot päivitetään vähintään 7 vuoden välein (Aki Männistö, Turun kaupunki, sähköpostiviesti kirjoittajalle 18.03.2019).

Tämän tutkimuksen aineiston keruussa puurekisteriä hyödynnettiin lajinimien, numeroinnin ja karttamerkintöjen osalta (kuva 4). Myöhemmin aineistojen vertailussa käytettiin lajitiedon lisäksi puurekisterin rungon ympärysmittoja ja korkeustietoja.

Puurekisterissä puiden korkeus on merkitty asteikolla 0-5 m, 5-10 m, 10-15 m, 15-20 m, 20-25 m ja yli 25 m. Turun kaupungin puurekisterin mukaan Kupittaanpuistossa oli 1241 puuta marraskuussa 2018 (Aki Männistö, Turun kaupunki, sähköpostiviesti kirjoittajalle 30.11.2018).



Kuva 4. Ote puurekisterin karttanäkymästä, jossa jokainen puu on merkitty ja numeroitu.

5.2.4 Havaintoaineistojen muokkaus i-Tree Eco-sovellusta varten

Paperilomakkeille kerätty aineisto tallennettiin sähköiseen muotoon Microsoft Excel - taulukkoon ja muokattiin i-Tree Eco-sovellukselle luettavaan muotoon. Osaa Kupittaanpuiston lajeista ei toistaiseksi löydy sovelluksen lajivalikoimasta (liite 1). Nämä lajit syötettiin suvun mukaan tai tieteellistä rinnakkaisnimeä käyttäen, mikäli sellainen on olemassa. Sovellus ei käsittele lajikkeita tai erikoismuotoja, joten lajikkeet oli käsiteltävä lajin tasolla.

Sovellus käsittelee latvuksen kuolleen osuuden ja aukkoisuuden osuuden parittomina lukuina asteikolla 0-100 % seuraavasti: 3 %, 8 %, 13 %, 18 %, 23 % jne., poikkeuksena 0 % ja 100 %. Mikäli silmämääräisessä arvioinnissa oli käytetty parillisia lukuja, ne muutettiin lähimpään parittomaan lukuun järjestelmällisesti vuorotellen ylöspäin ja alaspäin.

Puurekisterin korkeusluokat muunnettiin seuraavalla tavalla: 0 - 5 m = 4 m, 5 - 10 m = 7,5 m, 10 - 15 m = 12,5 m, 15 - 20 m = 17,5 m, 20 - 25 m = 22,5 m ja yli 25 m = 27,5 m. Turun kaupungin puuasiantuntijan suosituksesta 0-5 m:n kokoluokan puut muunnettiin neljään metriin istutettujen taimien kokoluokkaan perustuen. Puurekisteriin merkityt rungon ympärysmittat muunnettiin halkaisijaksi jakamalla luvulla 3,14. Rungon halkaisijan mittatiedon puuttuessa tieto otettiin inventaarin tiedoista (34 puuta).

Puurekisterin tiedoista poistettiin ennen 24.8.2018 poistetut puut. Mikäli puita oli kuollut tai poistettu mittauspäivien jälkeen, muutoksia ei huomioitu tässä tutkimuksessa. Koko lähtöaineisto ajettiin sovellukseen 4.11.2019.

5.2.5 Tilastolliset analyysit

Kupittaanpuiston puiden hiilivarastot, vuotuinen hiilensidonta, hulevesien valuman väheneminen ja ilmansaasteiden sidonta mallinnettiin i-Tree Eco-sovelluksella käyttäen lähtöaineistona puuinventaarin tuottamia ja puurekisteristä poimittuja tietoja. Sovellus mallinsi puiden ekosysteemipalvelujen määrän ja niiden arvot puukohtaisesti. Parittaisilla t-testeillä verrattiin inventaariin ja rekisteriin perustuvia lähtötietoja (pituus ja DBH) ja niistä johdettuja muuttujia (LA ja latvuspeittävyys). T-testi tehtiin puurekisterin ja osainventaarin pohjalta mallinnettujen tulosten välillä. Tilastollisen merkitsevyyden

rajana pidettiin riskitasoa $p < 0,05$. Lisäksi parittaisella t-testillä tutkittiin, poikkesivatko puuttuvan latvuksen osuuden, latvuksen kuolleisuuden ja auringonvalon saantisuuntien keskiarvot Kupittaanpuiston aineistossa sovelluksen käyttämistä oletusarvoista. Tilastolliset analyysit tehtiin SPSS-ohjelmistolla (versio 25, SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

6 TULOKSET

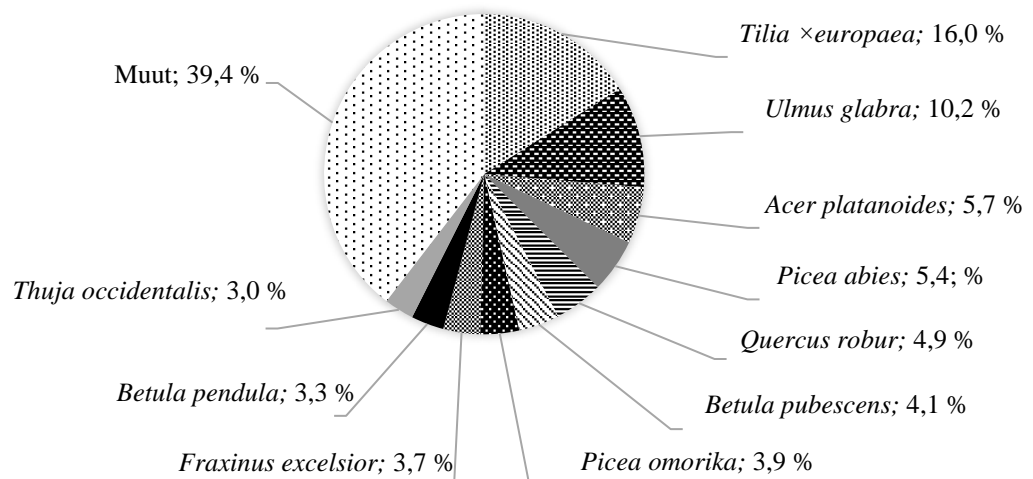
6.1 Puuston rakenne ja lajijakauma

Kupittaanpuistossa oli 112 puutaksonia ja 28 puuvartissukua edustettuna. i-Tree Eco tunnisti 83 Kupittaanpuistossa esiintyvää taksonia, mutta ei kaikkia lajilleen. Täydellisen inventoinnin (inventaaari) perusteella Kupittaanpuiston puiden lukumäärä oli 1 315, kun taas kaupungin puurekisterin (puurekisteri) perusteella lukumäärä oli 1 239. i-Tree Eco arvioi puuston latvuspeittävyys ja lehtialan suuremmiksi inventaarin kuin puurekisterin perusteella (taulukko 4). Latvusten pinta-ala inventaarin pohjalta laskettuna oli 68 174 m² (20,1 % puiston pinta-alasta) ja lehtiala 30,31 ha.

Taulukko 4. Kupittaanpuiston puiden lukumäärä, latvuspeittävyys, latvusten yhteenlaskettu pinta-ala ja lehtiala inventaarin, osainventaarin ja puurekisterin perusteella sekä latvusten pinta-alan ja lehtialan puukohtaiset keskiarvot (\pm keskihajonnat). Tilastolliset vertailut tehtiin osainventaarin ja puurekisterin välillä (tilastollinen merkitsevyys $p < 0,05$).

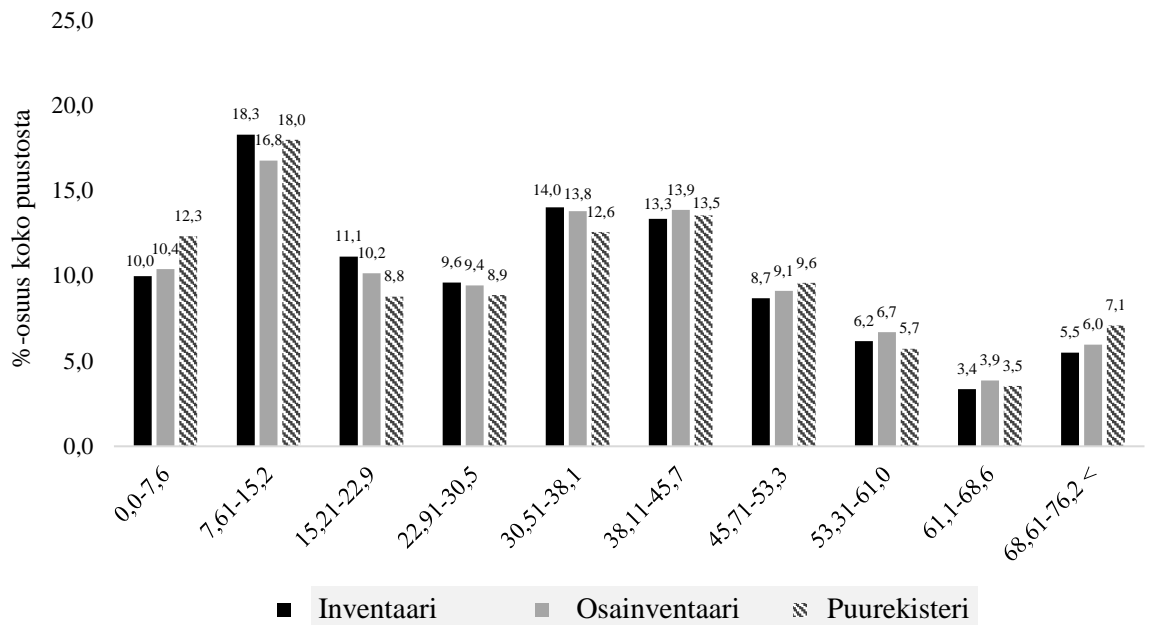
| Aineisto | Inventaaari | Osainventaaari | Puurekisteri | <i>p</i> |
|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|----------|
| Puiden lukumäärä (kpl) | 1315 | 1 239 | 1 239 | |
| Latvuspeittävyys puiston alasta (%) | 20,1 | 19,7 | 16,5 | |
| Latvusten pinta-ala yhteensä (m ²) | 68 174 | 66 927 | 56 045 | |
| Keskimääräinen latvusten pinta-ala (m ² /puu) | 51,84 ($\pm 56,89$) | 54,01 ($\pm 57,84$) | 45,23 ($\pm 38,60$) | 0,000 |
| Lehtiala yhteensä (m ²) | 303 058 | 297 089 | 283 684 | |
| Keskimääräinen lehtiala (m ² /puu) | 230,46 ($\pm 200,24$) | 239,78 ($\pm 234,13$) | 228,96 ($\pm 182,48$) | 0,015 |

Inventaarin tietojen perusteella Kupittaaanpuistossa 10 yleisintä puulajia ovat puistolehmus (*Tilia ×europaea* L.), vuorijalava (*Ulmus glabra* Huds.), vaahtera (*Acer platanoides* L.), kuusi (*Picea abies* (L.) Karsten), tammi (*Quercus robur* L.), hieskoivu (*Betula pubescens* Ehrh.), serbiankuusi (*Picea omorika* (Pancic.) Purk.), saarni (*Fraxinus excelsior* L.), rauduskoivu (*Betula pendula* Roth) ja tuija (*Thuja occidentalis* L.) (kuva 5). Erotuksena inventaarin puulajijakaumaan puurekisterin perusteella 10. yleisin puulaji oli mänty (*Pinus sylvestris* L., 2,4%), koska valtaosa tuijista puuttui.



Kuva 5. Kupittaaanpuiston yleisimmät puulajit ja niiden osuus puustosta inventaarin perusteella laskettuna.

Kaikissa kolmessa aineistossa eli inventaarissa, osainventaarissa ja puurekisterissä rungon halkaisijamittojen perusteella Kupittaaanpuiston puut olivat jakautuneet melko tasaisesti kymmeneen kokoluokkaan (kuva 6). Eniten puita oli kokoluokassa 7,61-15,2 cm ja vähiten luokassa 61,1-68,6 cm (kuva 6). Pienin puu oli halkaisijaltaan 2,0 cm, kun taas suurin puu oli 240,0 cm.



Kuva 6. Kupittaanpuiston puuston kokojakauma rungon halkaisijamittojen (cm) mukaan luokiteltuna.

6.2 Aineistojen väliset erot

Kupittaanpuiston puiden rungon halkaisijamitat eivät eronneet merkitsevästi eri aineistojen välillä ($p=0,47$). Osainventaarin 1239 puun keskimääräinen rungon halkaisija oli 33,69 cm, kun puurekisterin perusteella rungon halkaisija oli keskiarvoltaan 33,40 cm (taulukko 5). Osainventaarin perusteella laskettu puiden keskimääräinen korkeus (13,10 m) oli suurempi ($p=0,00$) kuin puurekisterin tietojen pohjalta laskettu keskikorkeus (11,63 m) (taulukko 5).

Taulukko 5. Inventaarin (n=1315), osainventaarin (n=1239) sekä puurekisterin mittatietojen (n=1239) keskiarvot (\pm keskihajonnat) rungonhalkaisijamitan, puun kokonaiskorkeuden, elävän latvuksen korkeuden, puuttuvan latvuksen, latvuksen kuolleisuuden ja suoran auringonvalon saantisuuntien suhteen. Tilastolliset vertailut tehtiin osainventaarin ja puurekisterin välillä (tilastollinen merkitsevyys $p < 0,05$).

| Aineisto | Inventaari | | Osainventaari | | Puurekisteri | | <i>p</i> |
|---|------------|-----------------|---------------|-----------------|----------------|-----------------|----------|
| DBH (cm) | 32,75 | ($\pm 23,11$) | 33,69 | ($\pm 23,43$) | 33,40 | ($\pm 24,39$) | 0,468 |
| Puun kokonaiskorkeus (m) | 12,79 | ($\pm 6,85$) | 13,10 | ($\pm 6,90$) | 11,63 | ($\pm 5,56$) | 0,000 |
| Elävän latvuksen korkeus (m) | 12,77 | ($\pm 6,89$) | 13,08 | ($\pm 6,94$) | 11,63 | ($\pm 5,56$) | 0,000 |
| Puuttuvan latvuksen osuus (%) | 18,92 | ($\pm 14,24$) | 18,48 | ($\pm 13,91$) | 13,00 (i-Tree) | ($\pm 0,00$) | 0,000 |
| Latvuksen kuollut osuus (%) | 10,53 | ($\pm 14,17$) | 10,32 | ($\pm 13,88$) | 13,00 (i-Tree) | ($\pm 0,00$) | 0,000 |
| Suoran auringonvalon saantisuunnat | 4,22 | ($\pm 1,20$) | 3,49 | ($\pm 1,16$) | 2,5 (i-Tree) | ($\pm 0,00$) | 0,000 |

Puuttuvan latvuksen osuus inventaarin mukaan oli keskiarvoltaan 18,92 % ja latvuksen kuolleisuus 10,53 %. Osainventaarin pohjalta puuttuvan latvuksen osuus oli puolestaan keskiarvoltaan 18,48 %, mikä on enemmän kuin i-Treen Eco:n rekisteri-aineistolle asettama oletus 13,00 % ($p=0,00$) (taulukko 5). Kuolleen latvuksen osuus oli osainventaarin pohjalta taas vähemmän kuin i-Tree Eco:n oletus 13,00 % ($p=0,00$) (taulukko 5). 14 puuta oli inventointihetkellä kuolleita tai erittäin huonokuntoisia.

Suoran auringonvalon saantisuuntien keskiarvo oli koko inventaarin pohjalta 4,22. Osainventaarin pohjalta saantisuuntien keskiarvo 3,49 ja puurekisterin pohjalta vähemmän: 2,5 ($p=0,00$) (taulukko 5).

Lehtiala oli osainventaarin perusteella suurempi kuin puurekisterin pohjalta mallinnettuna ($p=0,02$), kuten myös latvusten pinta-ala oli osainventaarin perusteella suurempi kuin rekisterin perusteella ($p=0,00$) (taulukko 4).

Inventaarin mallinuksissa puut sijoituivat maankäyttöluokkaan puisto (kerroin 0,6) ja puurekisterin puut sijoituivat i-Tree:n oletusarvon perusteella luokkaan asuinalue (kerroin 0,6). Maankäyttöluokan kerroin vaikuttaa puun rakenteelliseen arvoon.

Maankäyttöluokan lisäksi toinen kasvuympäristöä (ja hoitoa) kuvaava muuttuja on katupuun tai puistopuun status. 362 puuta luokiteltiin sekä inventaarin että osainventaarin aineistoissa katupuuksi ja rekisterin puut määrittyivät i-Tree Eco:n oletukseen perustuen puistopuiksi, mikä vaikuttaa puun kasvunopeuden ja hiilensidonnan mallintamiseen.

6.3 Mallinnetut ekosysteemipalvelut

Kaikkein suurimmat hiilensidonnan, ilmansaasteiden sidonnan ja hulevesien valuman vähenemisen määrät saatiin koko inventaarin perusteella, kun tarkasteltiin ekosysteemipalveluita yhteensä. Osainventaarin ja puurekisterin välisessä vertailussa hiilensidonnan, ilmansaasteiden sidonnan ja hulevesien valuman vähenemisen määrät olivat osainventaarin perusteella suuremmat kuin puurekisterin pohjalta mallinnettuna. Hiilivarastot ja rakenteellinen arvo olivat puolestaan suurimmat puurekisterin pohjalta mallinnettuna.

Kupittaanpuiston puihin sitoutuneen hiilen määrä oli inventaarin perusteella 563,24 t (taulukko 6), 16,62 t/ha ja puuston latvusten pinta-alaan suhteutettuna 8,26 kg/m². Vuotuinen kokonaishiilensidonta oli 11,89 t, puiston pinta-alaa kohden 33,90 kg/ha ja latvusten pinta-alaan suhteutettuna 0,175 kg/m². Vastaavasti hulevesien valuman vähenemisvaikutus oli 810,70 m³/vuosi, mikä on puiston pinta-alaa kohti 23,91 m³/ha ja latvusten pinta-alaan suhteutettuna 12,00 l/m². Vuotuinen ilmansaasteiden sidonta oli inventaarin pohjalta yhteensä 307,12 kg, mikä puiston pinta-alaa kohti on 9,06 kg/ha ja latvusten pinta-alaan suhteutettuna 4,50 g/m².

Taulukko 6. Hiilivaraston, vuotuisen kokonaishiilensidontan, vuotuisen vältetyn hulevesien valuman ja vuotuisen ilmansaasteiden sidontan kokonaismäärät sekä puukohtaiset keskiarvot (\pm keskihajonnat) kolmen eri mitta-aineiston pohjalta mallinnettuna. Tilastolliset vertailut tehtiin osainventaarin ja puurekisterin välillä (tilastollinen merkitsevyys $p < 0,05$).

| | Inventaari | Osainventaari | Puurekisteri | <i>p</i> |
|--|-------------------------|-------------------------|-------------------------|----------|
| Hiilivarasto yhteensä (kg) | 563 241 | 559 791 | 635 192 | |
| Keskimääräinen hiilivarasto (kg/puu) | 410,42 ($\pm 748,62$) | 451,69 ($\pm 799,53$) | 512,67 ($\pm 975,89$) | 0,000 |
| Kokonaishiilensidonta vuodessa yhteensä (kg) | 11 897 | 11 698 | 9 820 | |
| Keskimääräinen kokonaishiilensidonta (kg/puu/v) | 9,05 ($\pm 8,96$) | 9,44 ($\pm 9,01$) | 7,93 ($\pm 7,73$) | 0,000 |
| Vältetty hulevesien valuma vuodessa yhteensä (m³) | 810,70 | 788,00 | 742,00 | |
| Keskimääräinen vältetty hulevesien valuma (m³/puu/v) | 0,62 ($\pm 0,62$) | 0,63 ($\pm 0,62$) | 0,60 ($\pm 0,48$) | 0,002 |
| Ilmansaasteiden sidonta vuodessa yhteensä (g) | 307 116 | 299 720 | 271 191 | |
| Keskimääräinen ilmansaasteiden sidonta (g/puu/v) | 231,48 ($\pm 201,84$) | 241,90 ($\pm 236,19$) | 218,88 ($\pm 174,45$) | 0,000 |

Puurekisteriä käytettäessä Kupittaanpuiston puuston hiilivaraston määrä arvioitiin selvästi suuremmaksi kuin osainventaarin perusteella ($p=0,00$) (taulukko 6). Samoin hiilivarastot puiston pinta-alaa kohden ja latvusten pinta-alaan suhteutettuna olivat suuremmat puurekisterin (puiston alaa kohden 18,71 t/ha; latvusten pinta-alaa kohden 10,02 kg/m²) kuin osainventaarin (puiston alaa kohden 16,49 t/ha; latvusten pinta-alaa kohden 9,49 kg/m²) pohjalta laskettuna.

Puurekisterin pohjalta vuotuinen kokonaishiilensidonta oli puolestaan pienempi kuin osainventaarin pohjalta mallinnettuna ($p=0,00$) (taulukko 6). Latvusten pinta-alaan suhteutettuna hiilensidontan määrät olivat osainventaarin ja rekisterin mallinnuksilla saman suuruiset: 0,175 kg/m².

Hulevesien pintavalumaa vähentävä vaikutus oli osainventaarin mukaan selvästi suurempi kuin puurekisterin tietojen perusteella mallinnettuna ($p=0,00$) (taulukko 6).

Latvusten pinta-alaan nähden osainventaarin perusteella saatu lukema oli kuitenkin pienempi (11,77 l/m²) kuin puurekisterin mukaan saatu 13,24 l/m².

Kupittaanpuiston puut sitoivat vuodessa enemmän ilmansaasteita inventaarin tietojen pohjalta laskettuna enemmän kuin puurekisterin pohjalta arvioituna ($p=0,00$) (taulukko 6). Latvuspeitteeseen nähden inventaarin tietojen pohjalta ilmansaasteiden sidonta oli 4,48 g/m², kun rekisterin pohjalta vastaava luku olikin suurempi, 4,84 g/m².

6.3 Ekosysteemipalveluiden rahallinen arvo

i-Tree Eco arvioi Kupittaanpuiston puiden sitoman hiilivaraston arvon inventaarin pohjalta olevan 90 494 € (0,16067 €/kg) ja hiilensidonnan 1 912 € vuodessa (taulukko 7). Vastaavasti vältetyn hulevesien valuman arvo oli yhteensä 1 541 €/vuosi (1,902 €/m³) ja ilmansaasteiden sidonnan arvo 5 657 €/vuosi (taulukko 7). Koko puuston rakenteellinen arvo inventaarin pohjalta laskettuna oli 2 430 133 €. i-Tree Eco ei huomionnut näissä mallinuksissa latvuksen alle jäävää pintamateriaalia tai kasvustoa.

Taulukko 7. Mallinnetun hiilivaraston, vuotuisen hiilensidonnan, vältetyn hulevesien valuman, ilmansaasteiden sidonnan sekä koko puuston rakenteellinen arvo kolmen eri aineiston pohjalta. Taulukossa on myös puukohtaiset keskiarvot (\pm keskihajonnat) osainventaarin ja puurekisterin osalta. Tilastolliset vertailut tehtiin osainventaarin ja puurekisterin välillä (tilastollinen merkitsevyys $p < 0,05$).

| | Inventaari | Osainventaari | | Puurekisteri | | <i>p</i> |
|--|------------|---------------|---------------------------|--------------|---------------------------|----------|
| | yhteensä | yhteensä | keskiarvo | yhteensä | keskiarvo | |
| Hiilivaraston arvo (€) | 90 494 | 89 940 | 71,68 ($\pm 124,40$) | 102 054 | 82,37 ($\pm 156,79$) | 0,000 |
| Kokonaishiilensidonta vuodessa (€) | 1 912 | 1 879 | 1,52 ($\pm 1,45$) | 1 578 | 1,27 ($\pm 1,24$) | 0,000 |
| Vältetty hulevesien valuma vuodessa (€) | 1 541 | 1 499 | 1,21 ($\pm 1,18$) | 1 412 | 1,14 ($\pm 0,91$) | 0,002 |
| Ilmansaasteiden sidonta vuodessa (€) | 5 657 | 5 499 | 4,44 ($\pm 4,33$) | 5 229 | 4,22 ($\pm 3,36$) | 0,008 |
| Rakenteellinen arvo (€) | 2 430 133 | 2 386 419 | 1926,42 ($\pm 1995,31$) | 2 913 082 | 2341,23 ($\pm 2538,07$) | 0,000 |

Puiston puuston keskimääräinen rakenteellinen arvo oli puurekisterin pohjalta suurempi kuin osainventaarin pohjalta arvioituna ($p=0,00$) (taulukko 7). Samoin hiilivaraston arvo oli suurempi puurekisterin tietojen pohjalta kuin osainventaarin pohjalta arvioituna ($p=0,00$) (taulukko 7). Vuotuisen hiilensidonnan ja hulevesivaikutuksen arvot olivat taas suuremmat osainventaarin kuin puurekisterin perusteella arvioituna ($p=0,00$). Ilmansaasteiden sidonnan arvo oli myös suurempi osainventaarin kuin puurekisterin perusteella arvioituna ($p=0,01$) (taulukko 7).

7 TULOSTEN TARKASTELU

Kupittaanpuiston aineistossa lähtötietojen laatu vaikutti kaikkiin i-Tree Eco –sovelluksen tuottamiin mallinnustuloksiin. Lähtöaineiston laadun vaikutusten tarkastelu tehtiin osainventaarin ja puurekisterin välillä lukuun ottamatta puuston rakennetta. Kun Kupittaanpuiston puiden ekosysteemipalveluja verrattiin muihin tutkimustuloksiin, käytettiin inventaarin pohjalta saatuja mallinnustuloksia.

7.1 Puuston rakenne

Lajijakauma oli inventaarin ja puurekisterin perusteella pääpiirteittäin sama. Kymmenen yleisimmän lajin joukossa ainoa ero inventaarin ja puurekisterin välillä muodostui tuijista (41 kpl), joista valtaosa on luokiteltu pensaiksi kaupungin paikkatiedossa, ja siten ne puuttuivat puurekisteristä lukuun ottamatta kolmea yksilöä. Kahden yleisimmän puulajin (*Tilia ×europaea* 16,0 % ja *Ulmus glabra* 10,2 %) kohdalla Turun kaupungin tavoitteleva ”Santamourin mallin” 10 %:n sääntö ei toteutunut. Santamourin (1990) mukaan jonkin tai muutamien puulajien ylivalta on merkittävä riski tuholaisien ja kasvitautilien kannalta. 10 %:n osuutta puustossa pidetään jonkinlaisena raja-arvona, jolloin esimerkiksi vakavan kasvitaudin levitessä suurin osa puustosta selviytyisi. Myös kasvin monipuolisella lisäysmateriaalilla ja alkuperällä on merkitystä monimuotoisuuden kasvattamisessa lajin sisällä. Puusukujen tasolla malli täyttyi, sillä mikään suku ei ylittänyt 20 %:n raja-arvoa eikä mikään heimo 30 %:n raja-arvoa koko puuston osuudesta.

Kaupunkien vihreydestä ja latvuspeittävydestä on paljon tutkimustietoa (Nowak ja Crane 2002, Hutya ym. 2011, Tallis ym. 2011, Nowak ym. 2013, Nowak ym. 2018), mutta puistokohtaiset puustotutkimukset ovat vaikeammin löydettävissä.

Latvuspeittävyysprosenttia tarkasteltaessa Kupittaanpuisto asettuu Hutyran ym. (2011) luokituksessa luokkaan melko urbaani alue latvuspeittävyuden osuuden ollessa inventaarin pohjalta 20,1 % puiston pinta-alasta. Kupittaanpuiston latvuspeittävyys oli hieman pienempi kuin esimerkiksi Englischer Garten –puistossa Münchenissä, 22,2 % (Pace ym. 2018), mutta suurempi kuin San Diegon Balboa Park –puistossa, 16,1 % (Castanon 2018). Vermontissa, Yhdysvalloissa sijaitsevan Burlingtonin kolmen puiston keskimääräinen latvuspeittävyys oli puolestaan reilusti suurempi: 40,3 % puistojen pinta-alasta (Truong 2016). Näiden puistojen latvuspeittävyys arvioitiin otosaineiston pohjalta.

Koko kaupungin kattavissa arvioissa lukemat vaihtelevat suuresti kuin myös latvuspeittävyuden laskentatapa (Hutyra ym. 2011, Nowak ym. 2013, Nowak ja Greenfield 2018). Esimerkiksi Tallisin ym. (2011) tutkimuksessa koko suur-Lontoon alueella Iso-Britanniassa puiden peittävyysprosentti oli 20 % puustomittausten ja ilma- ja satelliittikuviin perustuvien tutkimusten pohjalta arvioituna. Nowakin ym. (2013) tutkimuksessa USA:ssa latvuspeittävyys ilmakuvista tulkittuna oli San Franciscossa, CA 16,0 %, Bostonissa, MA, 28,9 % ja Atlantassa, GA jopa 53,6 %. Kupittaanpuiston monista käyttötarkoituksista johtuen puita on paikoin ryppäissä ja paikoin hyvin harvassa, mikä on tyypillistä suurille puistoille (Pace ym. 2018, Castanon 2018).

Rungonhalkaisijaltaan Kupittaanpuiston puut olivat jakautuneet melko tasaisesti (kuva 6, s. 33). Yli puolet puista oli kuitenkin rungonhalkaisijaltaan alle 30,5 cm. Inventaarin keskimääräisesti pienin rungon halkaisijamitta johtunee siitä, että inventaariin laskettiin mukaan useita tuijia ja tataarivaahteroita, jotka puuttuivat kaupungin puurekisteristä pensaiksi luokiteltuina. Puistossa on myös runsaasti nuoria istutettuja puita. Osainventaarin pohjalta rungon halkaisijan keskiarvo oli hiukan suurempi kuin puurekisterin pohjalta. Ero johtunee puiden monirunkoisuuden huomioon ottamisesta inventaarissa.

Puurekisterin perusteella puiden keskimääräinen korkeus oli pienempi kuin inventaarista poimittujen vastaavien puiden keskimääräinen korkeus. Suuri ero voi johtua puurekisterin kirjaustavasta; suurin puurekisteriin kirjattu korkeusluokka oli $25 \leq$, jolloin i-Tree Eco –sovellukseen korkeudeksi syötettiin 27,5 m. Inventaarin mittauksien yhteydessä kuitenkin mitattiin jopa yli 30-metrisiä puita, ja ne syötettiin sovellukseen mittatuloksen mukaisesti.

Joidenkin puulajien puuttuminen sovelluksesta saattoi vaikuttaa tuloksiin, sillä lajitieto on i-Tree Eco:n mallinnuksen kannalta toinen pakollinen lähtötieto. Puun lehtipinta-ala vaihtelee lajeittain (Nowak1994a), ja lajin on todettu vaikuttavan ainakin puun ilmansaasteiden sidontaan (Grote ym. 2016) sekä hiilivarastoon (Chow ja Rolfe 1989). Ainavihantien puiden hiilivaraston laskennassa biomassaan lisätään myös neulasmassa, jolloin havupuiden hiilivarastot ovat suuremmat kuin vastaavankokoisten lehtipuiden hiilivarastot. Hiilensidontaan lajitiedon vaikutuksen on todettu olevan pienempi (Pace ym. 2018). Toisaalta i-Tree Eco mallintaa ekosysteemipalveluita useiden puiden kohdalla vielä toistaiseksi suvun tai heimon tasolla.

7.2 Lähtötietojen vaikutus mallinnustuloksiin

Lähtötietojen laatu vaikutti mallinnustuloksiin. Inventaarissa oli kaiken kaikkiaan 75 puuta enemmän kuin kaupungin puurekisterissä ja osainventaarissa, sillä nämä oli luokiteltu puurekisterissä pensaiksi. Kaikista kolmesta mallinnuksesta latvusten pinta-ala oli suurin inventaarin perusteella laskettuna.

Latvusten pinta-ala oli suurempi osaininventaarin kuin puurekisterin perusteella laskettuna. Tästä huolimatta hiilivarasto oli suurempi puurekisterin perusteella kuin osaininventaarin pohjalta mallinnettuna. Myös rakenteellinen arvo oli suurempi puurekisterin kuin osaininventaarin perusteella laskettuna.

Tärkeimmät i-Tree Eco:n laskelmiin vaikuttavat tekijät ovat laji ja puun halkaisijamitta. Latvuksen mitat sekä kuntoon ja kasvupaikan avonaisuuteen liittyvät arviot kuitenkin täydentävät mallinnusta ja tekevät siitä realistisemman (Pace ym. 2018). Tämän tutkimuksen perusteella mallinnuksen perustuessa vain rungonhalkaisijamittaan, lajitietoon ja kokonaiskorkeuteen ekosysteemipalvelujen määrät ovat pienemmät kuin täydennetyillä mittatiedoilla mallinnettuna lukuun ottamatta hiilivarastoja ja rakenteellista arvoa.

Vertailu tehtyihin tutkimuksiin on hankalaa, sillä täysin inventointi–menetelmällä tehdyistä puustotutkimuksista on raportoitu vähän. Sen sijaan otosaineiston pohjalta mallinnettujen kohteiden tuloksia on julkaistu useita (Truong 2016, Castanon 2018, Pace ym. 2018). Aineiston keruutavasta riippuen i-Tree Eco määrittelee muun muassa latvusten pinta-alan

ja maan pintamateriaalin eri tavoin. Myös alueen sijainti vaikuttaa ekosysteemipalvelujen mallintamiseen kasvukauden pituuden, ilmansaastepitoisuuksien ja sadannan vaihtelun takia.

7.2.1 Hiilivarasto

Hiilivaraston määrän arvioinnissa vaikuttivat lajin ja rungon halkaisijamitan lisäksi kokonaiskorkeus, elävän latvuksen korkeus (vain inventaarin osalta) sekä latvukseen tulevan suoran auringon valon suunnat ja näiden pohjalta johdettu puun biomassassa.

Puurekisterin mukaan mallinnettua korkeampaa hiilivarastoa selittää suoran auringonvalon saantisuuntien määrä. Avonaisemmalla paikalla kasvaneen puun biomassan i-Tree Eco mallintaa pienemmäksi kuin varjoisammalla paikalla kasvaneen puun biomassan. Sovellus olettaa auringonvalon saantisuunniksi 2-3, kun sitä ei erikseen syötetä. Tällöin ei myöskään biomassaa pienentävää kerrointa käytetä. Osainventaarin arviossa 609 puun suoran auringonvalon suunnat olivat 4-5 ja osainventaarin puuston auringonvalon saantisuuntien keskiarvo 3,49. Rekisterin puiden biomassan mallintamisessa sovellus ei siis käytä biomassaa pienentävää kerrointa 0,8 yhdenkään puun kohdalla, toisin kuin inventaarin 609 puun biomassan mallintamisessa.

Vaikutus on melko suuri siihen nähden, että esimerkiksi McHalen ym. (2009) päätelmän mukaan kasvupaikan avoimuuden vaikutus biomassaan riippuu puulajista. Varjoa sietävät lajit eivät hyödy avoimesta paikasta, mutta varjossa huonosti viihtyvät lajit kerryttävät biomassaa täydessä valossa paremmin kuin varjossa (Mäkelä ja Valentine 2020). Useiden metsänkasvatusmallien mukaan myöskään liian tiheä kasvusto ei paranna puun biomassan kasvua (Pukkala ym. 2009). Toisaalta nämä metsänkasvatusmallit eivät aina ota huomioon puun tiheyttä ja siten hiilivarastoa eikä niissä valon määrä ole ainoa muuttuja.

Yllättävää on se, että hiilivarasto oli suurin puurekisterin pohjalta mallinnettuna. Jopa koko puuston inventaarin hiilivarasto oli pienempi kuin puurekisterin, vaikka puiden lukumäärä oli suurempi inventaarissa kuin puurekisterissä ja vaikka inventaarissa ainavihantien puiden (tuijien) osuus oli suurempi kuin puurekisterissä. Inventaariin mitattujen ylimääräisten puiden pieni vaikutus johtunee siitä, että puurekisteristä

puuttuvat tuijat, tataarivaahterat, orapihlajat, tuomet ja pajut olivat melko pienikokoisia. Suurten puiden on todettu muodostavan huomattavasti suuremman hiilivaraston pieniin puihin verrattuna (Davies ym. 2011).

Eroa hiilivarastoissa voi selittää i-Tree:n latvusmittojen mallintamiseen käyttämät laskukaavat, jotka määrittyvät lajin ja rungonhalkaisijan perusteella. Ainavihantien puiden hiilivaraston mallintamiseen vaikuttivat myös latvusmitat ja puuttuvan latvuksen osuus. Keskimääräinen latvuspinta-ala oli osainventaarin perusteella suurempi kuin puurekisterin pohjalta arvioitu latvuspinta-ala. Ainavihantien puiden keskimääräinen latvuspinta-ala oli kuitenkin suurempi puurekisterin perusteella kuin osainventaarin perusteella laskettuna. Tästä huolimatta puurekisterin ainavihantien puiden hiilivarasto (yhteensä 39709,2 kg) oli vain 131,3 kg enemmän kuin osainventaarin (yhteensä 39577,9 kg), eikä siten selitä koko aineistojen hiilivarastojen eroa.

i-Tree Eco:n avulla arvioiduista puistoista Australian eteläosassa, Unleyn kaupungissa sijaitsevan Ridge Park –puiston täysarviointimenetelmällä saatu hiilivarasto $8,508 \text{ kg/m}^2$ (Seed Consulting Services 2016) oli puuston latvuspeittävyys suhteutettuna lähellä Kupittaanpuiston puiden hiilivaraston määrää ($8,262 \text{ kg/m}^2$), kun tarkastellaan inventaarin pohjalta saatuja mallinnustuloksia. Ekosysteemipalvelujen määriä latvuspeittävyys suhteutettuna vertailtaessa on muistettava, ettei kaikista tutkimuksista käy ilmi miten latvuspeittävyys on arvioitu. Jos katsotaan Ridge Parkin hiilivarastoa puiston pinta-alaan suhteutettuna, lukema on $68,45 \text{ t/ha}$ eli noin nelinkertaisesti enemmän kuin Kupittaanpuiston puiden varastoima $16,61 \text{ t/ha}$. Otosaineistona inventoidun Englischer Gartenin hiilivarasto/ha puolestaan oli $18,86 \text{ t/ha}$ (Pace ym. 2018).

Suomessa ei ole julkaistu i-Tree Eco:n tai UFORE-mallin avulla tehtyä tutkimusta puiden ekosysteemipalvelujen arvioinnista. Pohjoismaisten kaupunkien kasvillisuuden hiilivarastojen määrästä ylipäättään on vähän julkaistua tutkimustietoa ja arviointimenetelmissä on eroja (Lindén ym. 2020). Lindén ym. (2020) ovat kuitenkin arvioineet Helsingin puistojen maanpäällistä hiilivarastoa puistopuita mittaamalla. Hiilivaraston suuruus saatiin satunnaisesti arvottujen koealojen puiden tiedoista (DBH ja lajitieto) Jenkinsin ym. (2003) yhtälöitä käyttäen. Helsingin puistoissa puiden maanpäällisen hiilivaraston suuruus oli keskimäärin $22,1\text{--}28,1 \text{ t/ha}$ ja suurissa puistoissa $23,9 (\pm 11,6) \text{ t/ha}$, eli enemmän kuin Kupittaanpuiston inventaarin pinta-alakohtainen

lukema. Edellä mainittuihin tutkimuksiin nähden Kupittaaanpuiston hiilivarasto oli siis pieni, mutta lukemien vertailussa on muistettava erot tutkimusmenetelmissä, puistojen maantieteellisessä sijainnissa ja puistojen rakenteessa.

Pohjois-Amerikan kaupunkialueisiin verrattuna Kupittaaanpuiston puiden hiilivaraston määrä latvuspeittävyteen suhteutettuna oli melko keskiluokkaa. Nowakin ym. (2013) tutkimuksessa lähimpänä Kupittaaanpuiston hiilensidonnin lukemaa olivat Woodbridge, NJ, lukemalla 8,19 kg/m², Washington, DC, lukemalla 8,52 kg/m² ja Syracuse, NY, lukemalla 8,59 kg/m². Nowakin tutkimukseen aineisto on kuitenkin kerätty otosaineistona laajemmalla alueella ja latvuspeitto arvioitu ilmakuvista. Otosaineiston ja täysin inventoinnin pohjalta arviot todennäköisesti eroavat toisistaan, sillä otosaineiston käsittelyssä arvioidaan myös pensaskerros, kun täysin inventoidun aineiston käsittelyssä pensaita ei huomioida. Sovellus mallintaa koko alueen latvuspeittävyden ja ekosysteemipalvelujen määrän otosten perusteella.

7.2.2 Hiilensidonta

Hiilensidonnin mallintamiseen vaikuttivat lajitiedon ja puun halkaisijamitan lisäksi maankäyttöluokka, puun korkeus, latvuksen kunto (kuollut osuus), valon saantisuunnat latvukseen sekä puun status (katu- tai puistopuu). Puurekisterin pohjalta mallinnettuja pienempiä hiilensidonnin lukemia selittää osainventaariin verrattuna rekisterin selvästi pienempi puiden kokonaiskorkeus, huonompi kunto sekä oletus kaikkien puiden olevan puistopuita (i-Tree:n määritelmän mukaan). Inventaari-aineiston elävän latvuksen korkeuden vaikutusta ei tässä kohtaa voitu arvioida. Myös suurempi latvuspeittävyys ja suurempi lehtiala selittänevät inventaarin suurempia hiilensidonnin lukemia. Erot latvuspeittävyudessa ja lehtipinta-alassa viittaavat siihen, että i-Tree Eco:n käyttämät regressioyhtälöt estimoivat latvuksen mitat todellisia arvoja pienemmiksi, mikä pienentää ekosysteemipalvelujen määrää lukuun ottamatta hiilivarastoa.

Latvuksen kuolleen osuuden määrä oli osainventaarissa keskimäärin pienempi, 10,32 %, kuin i-Tree Eco:n oletusarvo 13 %, mikä vaikuttaa puun vuotuisen kasvuvauhtiin ja kuntoon perustuva kerroin pienensi siis hiilensidonnin määrää rekisterin mallinnuksissa. Kuolleiden tai erittäin huonokuntoisten puiden hiilensidonta on vähäistä tai nolla.

Osainventaarissa 362 puuta luokiteltiin katupuuksi, jolloin näiden puiden kasvunopeus ja hiilensidonnan määrä muodostuivat suuremmiksi kuin puurekisterin aineiston vastaavilla puistopuilla. Understanding i-Tree-manuaalissa (Nowak 2018) kerrotaan, että i-Tree Eco mallintaa puistopuun kasvavan katupuuta hitaammin ja vastaavasti metsäpuun kasvavan puistopuuta hitaammin. Tämä oletus on jossain määrin ristiriidassa auringonvalon saantisuunnan mukaan määrittyvän biomassan mallinnuksessa käytettävän kertoimen ja lehtialan laskukaavojen kanssa. Tieto suoran auringonvalon määrästä oletettavasti pienensi hiilensidonnan määrää inventaarin ja osainventaarin mittatiedoilla laskettuna, mutta ei kuitenkaan yhtä huomattavasti kuin hiilivaraston kohdalla.

Vuotuinen hiilensidonta latvuspinta-alaan nähden oli koko inventaarissa kolmen desimaalin tarkkuuteen pyöristettynä $0,175 \text{ kg/m}^2$, mikä oli Ridge Park –puiston $0,251 \text{ kg/m}^2$ (Seed consulting services 2016) verrattuna vähän. Myös yhdysvaltalaisiin tutkimuksiin verrattuna Kupittaanpuiston hiilensidonta oli melko vähäistä tutkimusalueiden latvuspeittävyksiin nähden. Nowakin ym. (2013) tutkimuksessa lähimmäksi $0,175 \text{ kg/m}^2$ tulivat Los Angeles, CA, kokonaishiilensidonnalla $0,176 \text{ kg/m}^2$ ja Minneapolis, MN, lukemalla $0,157 \text{ kg/m}^2$. Eroa selittää Suomen lyhempi kasvukausi, mutta myös latvuspeiton arviointimenetelmissä on eroa. Ridge Parkin latvuspinta-alan arvioinnissa ei ole otettu huomioon latvusten päällekkäisyyksiä.

7.2.3 Hulevesien valuma

Lähtöaineiston aiheuttama ero hulevesien valuman mallinnustuloksissa johtunee rungon halkaisijamitasta ja latvuksen kokonaiskorkeudesta, jotka olivat suuremmat osainventaarista kuin puurekisteristä poimittuina. i-Tree:n oletama 13 %:n latvuksen aukkoisuus oli pienempi kuin osainventaarissa arvioitu 18,48 %, mistä huolimatta hulevesien valuman vähenemisvaikutus oli suurempi osainventaarin pohjalta.

Latvuspinta-alaan suhteutettuna vuotuinen huleveden valuman väheneminen oli kuitenkin suurempaa puurekisterin pohjalta arvioituna kuin osainventaarin pohjalta. Tähän voi olla syynä se, että rekisteriä käytettäessä latvuksen aukkoisuus oletettiin pienemmäksi kuin se todellisuudessa oli. Sovellus näyttää myös aliarvioivan puuston peittävyys rekisteritietojen pohjalta. Tästä syystä ekosysteemipalvelujen määrät saattoivat olla suurempia latvuspeittoa kohti laskettuna.

Elävän latvuksen korkeus, latvuksen alkamiskorkeus sekä latvuksen leveys pohjoinen-etelä- ja länsi-itä –suunnassa vaikuttavat latvuksen mallinnukseen ja tuloksiin. Näiden muuttujien merkitys jäi kuitenkin tässä tutkimuksessa vertailematta, kun rekisterin osalta sovellus laski kyseiset arvot lajikohtaisten regressioyhtälöiden avulla.

Kaikkien tämän tutkimuksen hulevesivaikutuksien lukemiin vaikutti havaintoaineiston keräystapa, sillä täysin inventoidun aineiston analysoinnissa sovellus olettaa latvuksen alle jäävän maan pintamateriaalin olevan kasvipeitteinen eli läpäisevä. Todellisuudessa latvusten alla oli myös pensaita ja läpäisemättömiä päällysteitä. Monet i-Treella käsitellyt aineistot on kerätty otoksina, jolloin myös läpäisemättömät alustat tulevat huomioituksi, mikä todennäköisesti pienentää hulevesien valuman vähenemisvaikutusta. Täysin inventointina kerätyn Ridge Park –puiston hulevesien valuman vähenemisvaikutus oli huomattavasti vähemmän, 6,52 l/m²/vuosi, kuin Kupittaanpuiston inventoinnin pohjalta mallinnettu 12,00 l/m²/vuosi. Lukemat ovat kuitenkin huonosti vertailtavissa sadannan ja kasvukauden pituuserojen takia.

7.2.4 Ilmansaasteiden sidonta

Ilmansaasteiden sidonta oli suurempaa osainventaarin tietojen kuin rekisterin pohjalta mallinnettuna. Kuten hulevesien valuman kohdalla, tähänkin tulokseen vaikuttavat latvusmitat korkeudessa ja leveydessä sekä arviot aukkoisuudesta, mutta myös vuotuinen sadanta ja ilmansaastepitoisuudet. Sää- ja ilmansaastetiedot olivat kuitenkin samat molemmille aineistoille, joten ne eivät vaikuttaneet aineistojen välisiin eroihin.

Latvuspeittävyys suhteutettuna ilmansaasteiden sidonta oli kuitenkin tehokkaampaa rekisterin pohjalta arvioituna kuin inventaarin pohjalta (s. 36). Tulosta selittänevät samat seikat kuin hulevesien valuman vähenemisen mallintamisessa.

Puistokohtaisia täysin inventoituja tutkimuksia ilmansaasteiden sidonnan suhteen on julkaistu vähän. Kaupunkien tasolla esimerkiksi Kanadassa 15 suurimman kaupungin puuston ilmansaasteiden sidonta vaihtelee latvuspeittävyys suhteutettuna Calgaryn 3,02:n g/m² vuotuisesta määrästä Hamiltonin 5,38:aan g/m² (Nowak ym. 2018). Lähimmäksi Kupittaanpuiston koko inventaarin pohjalta mallinnettua lukemaa 4,50 g/m²

tuli Kitchener lukemalla $4,59 \text{ g/m}^2$ (Nowak ym. 2018). Tässä tutkimuksessa latvuspeittävyys oli arvioitu ilmakuvista ja ilmansaasteiden sidonnan määrät mallinnettu soveltaen i-Tree-malleja.

Strasbourgissa, Ranskassa, ilmansaasteiden sidonta oli kaupungin viheralueiden ja metsien osalta vuoden aikana yhteensä $5,89 \text{ g/m}^2$ alueiden latvuspeittoon suhteutettuna (Selmi ym. 2016), mikä on enemmän kuin Kupittaanpuiston koko inventaarin pohjalta mallinnettu $4,50 \text{ g/m}^2$. Tämä voi selittyä eroilla ilman saastepitoisuuksissa (Nowak ym. 2006), mutta myös kasvukauden pituus ja sadanta vaikuttavat ilmansaasteiden sidonnan tehokkuuteen (Tallis ym. 2011). Keskimääräinen vuotuinen sadanta Strasbourgissa oli 665 mm, kun taas Kupittaanpuistossa vastaava lukema oli 709 mm. Sadannan määrällä on merkitystä ilmansaasteiden sidonnassa, sillä saasteiden kuiva-ainelaskeumaa ei lasketa sateen ajalta. Kasvukauden pituus puolestaan määrittää saasteiden sidontaa lehtipuiden osalta. Strasbourgin tutkimuksen aineisto oli kerätty ja käsitelty otoksina.

Mitä saasteisempaa ilma on, sitä tehokkaampaa voidaan pienhiukkasten sieppaamisen katsoa olevan (Nowak ym. 2006). Tehokkuus on kuitenkin kytköksissä kasvukauden pituuteen, lehtipuiden ja ainavihantien puiden suhteeseen ja sadantaan.

7.3 Ekosysteempipalveluiden arvo

Erot rahallisten arvojen suhteen eri aineistojen välillä olivat samansuuntaiset kuin ekosysteempipalvelujen erot. Ekosysteempipalvelujen rahallinen arvo määrittyy samojen kertoimien mukaan riippumatta aineistojen välisistä eroista.

Kuitenkin rakenteellinen arvo oli selvästi suurempi rekisterin pohjalta mallinnettuna kuin osainventaarin (ja inventaarin) mittatietojen pohjalta. Eroa on vaikea selittää, sillä maankäyttöluokat olivat kaikissa mallinnuksissa samat, rungon keskimääräinen läpimitta pienempi puurekisterin aineistossa kuin osainventaarissa ja latvuksen kuollut osuus puurekisterin pohjalta mallinnettuna enemmän kuin osainventaarin aineistossa. Puurekisterin aineistossa ei eroteltu katu- ja puistopuita, joten sovellus laski puurekisterin puiden arvon puistopuun oletuksella.

CTLA-menetelmässä halkaisijaltaan yli 76,2 cm puiden arvo arvioidaan vähäisemmäksi suhteutettuna pienempien puiden halkaisijamitan vaikutukseen (USDA Forest Service 2019e). Halkaisijaltaan yli 76,2 cm:n puita oli kuitenkin vähemmän osainventaarin kuin puurekisterin aineistossa, joten suurten puiden osuus ei selitä tulosta.

Mahdollisesti CTLA-menetelmä painottaa yksittäisen puun arvoa enemmän puiston latvuspeittävyuden ollessa pienempi. Puurekisterin aineiston mukaan mallinnettu latvuspinta-ala oli pienempi kuin inventaarin tiedoilla saatu latvuspinta-ala. Tämä voisi selittää rakenteellisen arvon tuloksia.

Suomessa tehtyjen yksittäisten puistojen puiden arvottamisen tuloksia ei ole vielä julkaistu, joten vertailukelpoisia lähteitä on vähän. Täysin inventoiduista puistoalueista esimerkiksi San Diegon Balboa Parkin rakenteellinen arvo hehtaaria kohden (noin 119 000 €/ha) (Castanon 2018) oli enemmän kuin Kupittaanpuiston rakenteellinen arvo (noin 71 400 €/ha) koko inventaarin pohjalta. Summien vertailukelpoisuuteen vaikuttaa kuitenkin aina tutkimuksen aikainen valuuttakurssi ja rahan arvo.

8 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämä tutkimus osoitti, että i-Tree Eco:a käytettäessä ekosysteemipalvelujen arvion tarkentamiseksi latvusmittojen, latvuksen kunnon ja suoran auringonvalon saantisuuntien määrittäminen ovat tarpeen. Kupittaanpuisto tuottaa monia ekosysteemipalveluja ja sen puuston voidaan todeta olevan arvokas. Kaiken kaikkiaan ekosysteemipalvelujen yhteenlasketut määrät olivat suurimmat inventaarin pohjalta mallinnettuna, lukuun ottamatta hiilivarastoa ja rakenteellista arvoa. Suomessa ensimmäisenä kokonaisen puiston puiden i-Tree Eco-sovelluksella tehdyn ekosysteemipalveluiden arviona tällä tutkimuksella on oma merkityksensä ja se voi toimia vertailukohtana jatkossa vastaavanlaisissa kohteissa.

Mallinnusten vertailu herätti monia kysymyksiä. Latvusmittojen vaikutusta mallinnuksiin ei tämän tutkimuksen puitteissa täysin pystytty selvittämään, mikä jätti kysymyksiä varsinkin hulevesivaikutukseen ja ilmansaasteiden sidontaan vaikuttavien muuttujien suhteen. Suoran auringonvalon saantisuuntien määrällä näytti kuitenkin olevan yllättävän suuri merkitys biomassan mallintamisessa ja siten myös hiilivaraston määrään. Aineiston

laadun vaikutusta voitaisiin tutkia lisäämällä mallinnuksiin yksi muuttuja kerrallaan. Pienemmällä otannalla voisi myös puulajikohtaisia mallinnuskaavoja testata latvusmittojen vaikutuksen selvittämiseksi.

Kupittaanpuiston kokoisen ja rakenteeltaan vaihtelevan puiston kohdalla voisi olla aiheellista tutkia alueen ekosysteemipalvelujen merkitystä alueen käyttö huomioiden. Toinen näkökulma voisi olla maanpeittokasvillisuuden vaikutus alueen arvoon ekosysteemipalvelujen suhteen. Täysin inventointi aineiston keräysmenetelmänä on työlästä laajoilla alueilla ja suurissa puistoissa. Menetelmän antaessa tarkemmat arviot sitä on syytä käyttää pienien puistojen arvioinnissa tai erityistapauksissa, kun on tarpeen arvottaa esimerkiksi keskeisellä paikalla sijaitsevan puiston tai katuosuuden puiden arvo.

Puiden ekosysteemipalveluja voidaan arvioida kaupungin puurekisterin tietojen perusteella, mutta joitain helposti havainnoitavissa olevien tekijöiden lisäämistä olisi syytä harkita. Esimerkiksi katupuu-statusen ja maankäyttöluokan lisääminen muuttavat arviota hiilensidonnan määrästä ja rakenteellisesta arvosta. Puurekisterin oman kuntoluokituksen muunnettavuus i-Tree Eco:n käyttöön olisi myös hyödyllistä arvioida, vaikka tiedetään, että kuntoluokka voi käsittää runkovaurioita latvuksen kunnon sijaan. Tarkempien, i-Tree:n suositusten mukaisten mittausten tekeminen lienee tarpeen, kun puun arvoa vertaillaan esimerkiksi kunnossapitokustannuksiin. Karkeampi arvio ja puurekisterin lähtötiedot saattavat riittää, kun arvioidaan esimerkiksi alueellisia tai puistoalakohtaisia eroja. Puurekisterien ajantasaisuus voi vaihdella suuresti inventoinnin ajankohdasta riippuen, mikä on syytä ottaa huomioon puurekisterien tietoja hyödyntäessä.

On hyvä muistaa, että sovellusta ollaan vasta ottamassa käyttöön Pohjoismaissa, ja tämän takia mallinnuksissa on vielä tarkennettavaa muun muassa rahallisten arvojen kertoimien suhteen. i-Tree Eco:n ekosysteemipalvelujen määriä mallintavat kaavat on laskettu hyvin erilaisiin olosuhteisiin kuin esimerkiksi Suomen Turku, ja siksi mallinnukset eivät välttämättä anna oikeaa kuvaa ekosysteemipalvelujen määristä. Sijaintiin liittyvien kertoimien oikeellisuus on tärkeää mahdollisimman todenmukaisten lukemien saamiseksi. Vaz Monteiro ym. (2017) totesivat, että puiden vuotuinen pituus- ja paksuuskasvu vaihtelee suuresti sijainnista riippuen. Latvusmittojen oletusarvot on johdettu amerikkalaisten kaupunkipuiden tutkimuksen pohjalta, mikä saattaa vaikuttaa tuloksiin. Ohjelmistoa päivitetään kuitenkin koko ajan ja laskukaavat ovat täydentymässä

(David Nowak, USDA, sähköpostiviesti kirjoittajalle 14.11.2019). Vertailu olemassa oleviin tutkimuksiin aiheen tiimoilta on vaikeaa paikallisten olosuhteiden, kasvukauden pituuksien ja aineistonkeruumenetelmien eroista johtuen. i-Tree:n käytön lisääntyessä Suomessakin saadaan parempia vertailukohtia. Muihin ekosysteemipalveluja mallintamiseen liittyviin tutkimuksiin verrattuna Kupittaanpuiston lukemat olivat kohtalaisia.

i-Tree Eco tuottaa paljon lukuja. Käyttäjän arvioitavaksi jää, mikä tieto on vertailukelpoinen ja hyödyllinen. Tässä tutkimuksessa vertaillut hiilensidontaan ja hiilivarastoon liittyvät lukemat koskettavat erityisesti kaupunkien tavoitteita hiilineutraaliuteen liittyen. Ekosysteemipalvelujen arvon määrittäminen tukee suunnittelua ja linjausten tekoa. Muun muassa Turun kaupunki tavoittelee hiilineutraaliutta vuoteen 2029 mennessä (Turun kaupunki 2018a), minkä saavuttamisessa puiden ja kasvillisuuden hiilensidonta kannattaa huomioida. Hulevesien hallinta on kaupunkiympäristössä todellinen haaste, johon puut voivat hyvin sijoiteltuna tarjota vastauksen. Ilmansaasteiden sidonnan tärkeys korostuu etenkin ilmanlaadun ollessa huono. Ekosysteemipalvelujen hyödyt lukuina ja rahassa esitettynä antavat taloudelliset perustelut tarpeelle ylläpitää ja lisätä kaupunkivihreää. Parhaimmillaan ohjelmisto auttaa lisäämään kaupunkimetsien ja -puiden arvostusta eri toimijoiden keskuudessa, kuten Raum ym. (2019) totesivat Iso-Britanniassa i-Tree:n käytön vaikutuksia tarkastelleessa tutkimuksessa.

Kaupunkipuille on syytä varata oma paikkansa kaupunkiympäristöä suunniteltaessa ja kehitettäessä. Pelkkä kaupunkipuiden lisääminen ei kuitenkaan poista muun muassa ilmansaasteiden tuomaa ongelmaa (Selmi ym. 2016). Hiilensidonnassa kaupunkivihreän merkityksen on todettu olevan verrattain pieni, jos viheralueiden ylläpitoon liittyvät päästöt huomioidaan (Velasco ym. 2016). Toisaalta viheralueilla tehdään paljon hoitotoimenpiteitä, jotka eivät liity puihin. Puita on myös paljon hoitamattomilla alueilla. Tulevaisuudessa olisikin aiheellista selvittää, mitä ekosysteemipalveluiden määrä ja arvo ovat esimerkiksi puistoalueen puiden hoitokustannuksiin ja ylläpidosta syntyviin päästöihin suhteutettuna. On muistettava, että i-Tree Eco ei mallinna kaikkia puiden tuottamia hyötyjä, kuten ilman viilennysvaikutusta, melunvaimennusta ja monimuotoisuutta. Sovelluksen avulla ei voida mitata myöskään puiden vaikutusta mielenterveyteen eikä esteettistä arvoa, jolloin hyvin merkittävä osa puun hyödyistä jää huomioimatta.

9 KIITOKSET

Haluan kiittää Yrjö ja Maiju Rikalan puutarhasäätiötä rahallisesta tuesta. Kiitän Leena Lindeniä, Eeva-Maria Tuhkasta ja Miia Mänttäreä työni ohjaamisesta. Kiitos Aki Männistölle tiedonannoista tutkimusalueetta koskien ja puurekisterin karttatulosteiden luovuttamisesta käyttööni. Haluan kiittää myös aineiston keruussa ja käsittelyssä auttaneita Ariele Cintiä (Grazie!) ja Liina Saloa sekä sukulaisia ja ystäviä, jotka ovat jaksaneet tukea minua.

LÄHTEET

- Armson, D., Stringer, P., Ennosa, A.R. 2013. The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban Forestry & Urban Greening* 12: 282–286.
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., Taylor, G. 1998. Urban woodlands: Their role in reducing the effects of particulate pollution. *Environmental Pollution*, 99: 357-360.
- Boukili, V. K. S., Bebbber, D. P., Mortimer, T., Venicx, G., Lefcourt, D., Chandler, M., Eisenerg, C. 2017. Assessing the performance of urban forest carbon sequestration models using direct measurements of tree growth. *Urban Forestry & Urban Greening* 24: 212-221.
- Broecker, W. S. 1970. Man's Oxygen reserves. *Science* 168 (3939): 1537-1538.
- Calfapietra, C., Fares, S., Manes, F., Morani, A., Sgrigna, G., Loreto, F. 2013. Role of Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environmental Pollution* 183:71-80.
- Cappiella, K., Schueler, T., Wright, T. 2005. *Urban Watershed Forestry Manual*. Center for Watershed Protection. United States Department of Agriculture Forest Service. Ellicott City, MD. 94 s.
- Castanon, J. 2018. A retrospective analyses of the environmental and economic benefits of the Balboa Park urban forest. San Diego State University. April 2018. <https://www.itreetools.org/support/resources-overview/i-tree-reports> viitattu 30.9.2019
- Chow, P., Rolfe, G. L. 1989. Carbon and hydrogen contents of short-rotation biomass of five hardwood species. *Wood and Fiber Science* 21: 30–36.

- Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, B., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Mäler, K., Simpson, D., Starrett, D., Tilman, D., Walker, B. 2000. The value of nature and the nature of value. *Science*; Jul 21, 2000, Vol 289: 395-396.
- Davies, Z. G., Edmonson, J. L., Heinemeyer, A., Leake, J. R., Gaston, K. J. 2011. Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology* 48: 1125-1134.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41 (2002): 393-408.
- FAO 2016. Guidelines on urban and peri-urban forestry. (toim.) Salbitano, F., Borelli, S., Conigliaro, M. & Chen, Y. FAO Forestry Paper No. 178. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations. 158 s.
- Fitzky, A. C., Sandén, H., Karl, T., Fares, S., Calfapietra, C., Grote, R., Saunier, A., Rewald, B. 2019. The interplay between ozone and urban vegetation – BVOC emissions, ozone deposition, and tree ecophysiology. *Frontier in Forests and Global Change* 2, 50: 1-17.
- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J.H., Cariñanos, P., Churkina, G., Fares, S., Thiec, D.L., Niinemets, Ü., Mikkelsen, T.N., Paoletti, E., Tiwary, A., Calfapietra, C. 2016. Functional traits of urban trees: Air pollution mitigation potential. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 2016, 14: 543–550.
- Helliwell, D. R. 1967. The amenity value of trees and woodlands. *Arboricultural Association Journal*. 1 (5): 128-131.
- Hirabayashi, S. 2013. i-Tree Eco Precipitation Interception Model Descriptions. <https://www.itreetools.org/support/resources-overview/i-tree-methods-and-files/i-tree-eco-and-ufore-resources> viitattu 25.11.2019
- Hirabayashi, S., Kroll C. N., Nowak, D. J. 2015. i-Tree Eco Dry Deposition Model Descriptions. [http://www.itreetools.org/eco/resources/iTree Eco Dry Deposition Model Descriptions.pdf](http://www.itreetools.org/eco/resources/iTree_Eco_Dry_Deposition_Model_Descriptions.pdf) viitattu 20.9.2019
- Hutyra, L. R., Yoon, B., Alberti, M. 2011. Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization: a study of the Seattle, WA region. *Global Change Biology* 17: 783–797.
- Ilmatieteenlaitos 2011. <https://ilmatieteenlaitos.fi/kasvuvyohykkeet>. viitattu 24.4.2019
- Interagency Working Group on Social Cost of Carbon. 2015. United States

- Government. Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis. Under Executive Order 12866.
- Järventausta, K., Laine, U. Sahlberg, R. 1990. Turun puisto-opas. Turku. Turun kaupunki. 62 s.
- Kristoffersen, P. 1999. Growing trees in road foundation materials. *Arboricultural Journal* Vol 23: 57-76.
- Kula, E. 1994. *Economics of Natural Resources, the Environment and Policies*. 2. painos. Chapman & Hall. Lontoo. 377 s.
- Laaksonen, H. 2007. Turun vanhat puistot. Teoksessa Latvakangas, E., Laaksonen, H. (toim.) *Puu, puisto, puutarha Varsinais-Suomessa*. Turku, k&h, Turun yliopisto, kulttuurihistoria. s. 65-76.
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqueste, C., Egoh, B., Geneletti, D., Crossman, N. D. 2017. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators* 74: 392–402.
- Lindén, L., Riikonen, A., Setälä, H., Yli-Pelkonen, V. Quantifying carbon stocks in urban parks under cold climate conditions. *Urban Forestry & Urban Greening* 49: 126633.
- Lyytimäki, J., Sipilä, M. 2009. Hopping on one leg–The challenge of ecosystem disservices for urban green management. *Urban Forestry & Urban Greening* 8 (4): 309-315.
- MA. 2003. *Ecosystems and Human Well-being. Millenium Ecosystem Assessment, A Framework for Assessment*. Washington. Island Press. 245 s.
- McHale, M. R., Burke, I. C., Lefsky, M. A., Peper, P. J., McPherson, E. G. 2009. Urban forest biomass estimates: is it important to use allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosystems* (2009) 12: 95–113.
- McPherson, E. G. 2007. Benefit-based tree valuation. *Arboriculture & Urban Forestry* 2007 33(1): 1–11.
- Munasinghe, M. 1993. *Environmental Economics and Sustainable Development*. World bank environment paper, number 3. The World Bank Washington, D.C. 112 s.
- Mäkelä, A., Valentine, H. T. 2020. *Models of Tree and Stand Dynamics: Theory, Formulation and Application*. Springer International Publishing AG. 306 s.
- Männistö, A., 1999. *Katuvihreä – opas suunnitteluun, rakentamiseen ja hoitoon*. Viherympäristöliitto ry ja Suomen Kuntatekniikan Yhdistys ry. Julkaisu 20. Jyväskylä. Gummerus Kirjapaino Oy. s.
- Nowak, D. J. 1994a. *Urban Forests Structure: The State of Chicago's Urban Forest*.

- Teoksessa McPherson, E. G., Nowak, D. J., Rowntree, R. A. (toim.) Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. U. S. Department of Agriculture Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, General Technical Report NE-186. s. 3-18.
- Nowak, D. J. 1994b. Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest. Teoksessa McPherson, E.G., D.J. Nowak, and R.A. Rowntree (toim.). Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. Gen. Tech. Rep. NE-186. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Radnor, PA. s. 83-94.
- Nowak, D. J. 2008. Species Selector Application. Tools for assessing and managing Community Forests. USDA Forest Service, Northern Research Station. 16 s.
- Nowak, D. J. 2018. Understanding i-Tree: Summary of Programs and Methods. USDA Forest Service. Julkaisematon luonnos, joulukuu 2018. 376 s.
- Nowak, D., Civerolo K., L., Rao, T., Sistla, G., Luley, J., C., Crane, D., E. 2000. A modeling study of the impact of urban trees on ozone. *Atmospheric Environment* 34: 1601-1613.
- Nowak, D. J., Crane, D. E. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution* 116: 381-389.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., Dwyer, J., F. 2002. Compensatory Value of Urban Trees in the United States. *Journal of Arboriculture* 28 (4): July 2002: 194-199.
- Nowak, D. J., Crane, E., Stevens, C. J. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 4: 115-123.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., Stevens, J. C., Hoehn, R. E., Walton, J. T., Bond, J. 2008. A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. *Arboriculture & Urban Forestry* 34 (6): 347-358.
- Nowak, D. J., Greenfield, E. J. 2018. Declining urban and community tree cover in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 32: 32-55.
- Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., Lapoint, E. 2013. Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution* 178: 229-236.
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Doyle, M., McGovern, M., Pasher, J. 2018. Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry & Urban Greening* 29 (2018): 40-48.
- Nummi, A. 2008. Puita ja istutuksia autonomian ajalta. teoksessa Väre, H. ym. (toim.)

- Puiden jäljillä 400 vuotta dendrologian historiaa. Publications of the Finnish Dendrological Society 9: 1-328. Helsinki. Kirjapaino Yliopistopaino. s. 70-110.
- Odum, E. P. 1971. Fundamentals of Ecology, 3. painos. Saunders, Philadelphia. 574 s.
- Pace, R., Biber, P., Pretzsch, H., Grote, R. 2018. Modeling Ecosystem Services for Park Trees: Sensitivity of i-Tree Eco Simulations to Light Exposure and Tree Species Classification. *Forests* 2018 9 (89): 1-18.
- Peper, P. J., McPherson, E. G. 1998. Comparison of Five Methods for Estimating Leaf Area Index of Open-Grown Deciduous Trees. *Journal of Arboriculture* 24 (2): 98-111
- Pukkala, T., Lähde, E., Laiho, O. 2009. Growth and yield models for uneven-sized forest stands in Finland. *Forest Ecology and Management* 258 (2009): 207–216.
- Randrup, B. 2005. Development of a Danish model for plant appraisal. *Journal of Arboriculture* 31 (3): 114-123.
- Raum, S., Hand, K. L., Hall, C., Edwards, D. M., O'Brien, L., Doick, K. J. 2019. Achieving impact from ecosystem assessment and valuation of urban greenspace: The case of i-Tree Eco in Great Britain. *Landscape and Urban Planning* 190: 103590
- Riikonen, A. 2016. Some ecosystem service aspects of young street tree plantings. Academic dissertation. Department of Forest Sciences & Department of Agricultural Sciences. Helsinki. Helsinki University Printing House. 107 s.
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H. M., Gawronska, H., Gwronski, S. W. 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Science of the Total Environment* 427-428: 347-354.
- Sanesi, G., Gallis, C., Kasperidus H. D. 2011. Urban Forests and Their Ecosystem Services in Relation to Human Health. teoksessa Nilsson, K. ym. (toim.) *Forests, Trees and Human Health*, 23 DOI 10.1007/978-90-481-9806-1_2, © Springer Science+Business Media B.V. s. 23-40.
- Santamour, F. J. 1990. Trees for urban planting: Diversity, uniformity, and common sense. In: *Proceedings of the 7th Conference of the Metropolitan Tree Improvement Alliance*, vol. 7: 57–65.
- Seed Consulting Services. 2016. Tree Ecosystem Services Assessment, Ridge Park. A report prepared for the City of Unley, South Australia. tulostettu 2.12.2019
- Selmi, W., Weber, C., Rivière, E., Blond, N., Mehdi, L., Nowak, D. 2016. Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry and Urban Greening* 17: 192-20.

- Sieghardt, M., Mursch-Radlgruber, E., Paoletti, E., Couenberg, E., Dimitrakopoulos, A., Rego, F., Hatzitathis, A., Barfoed Randrup, T. 2005. The abiotic urban environment: Impact of urban growing conditions on urban vegetation. Teoksessa Konijnendijk C. C. ym. (toim.) Urban forests and trees. Springer. s. 281-324.
- Taiz, L., Zeiger, E., Møller, I.A., Murphy, A. 2015. (toim.) Plant physiology and development, sixth edition. Massachusetts, U.S.A. Sinauer Associates, Inc. Publishers 2015. 761 s.
- Tajakka, H. (toim.) 2019. Kaupunkipuiden arvonmäärittämisalli KAM '19 –opas. Viherympäristöliiton julkaisu nro 66. s.
- Tallis, M., Taylor, G., Sinnett, D., Freer-Smith, P. 2011. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. Landscape and Urban Planning 103: 129-138.
- Thyer, P. 2002. The Thyer Tree Valuation Method.
<http://peterthyer.com/Thyer%20Tree%20Valuation%20introduction%20Jan%20202002.pdf> viitattu 9.3.2020
- Tilastokeskus 2018.
<https://www.tilastokeskus.fi/tup/alue/kuntienavainluvut.html#?year=2017&active1=853> viitattu 22.10.2018
- Truong, J. 2016. 2016 Urban Forest Analysis within Three Parks in Burlington, Vermont
https://vtcommunityforestry.org/sites/default/files/pictures/burlingtonparksforestinventory_finalreport.pdf viitattu 12.2.2020
- Tubby, K. V., Webber, J. F. 2010. Pests and diseases threatening urban trees under a changing climate. Forestry 83 (4): 451-459.
- Tuhkanen, E-M., Mänttari, M., Salo, I., Riikonen, A., Cinti, A., Lindén, L., Männistö, A., Terho, M., Raisio, J., Sainio, M., Vuorilampi, H., Koski, T. 2019. Sampling method affects the applicability of i-Tree results for communicating the ecosystem services of planted and maintained urban trees. In: Urban Forests: Full of Energy. European Forum on Urban Forestry 2019. Cologne, Germany 22.-24.5.2019. Book of Abstracts. Ed. Rik De Vreese. s. 103.
https://efuf2019.files.wordpress.com/2019/05/efuf2019_book-of-abstracts.pdf
- Turun kaupunki. 2019. Puupääkaupunki, Turku tulevaisuuden arboretum. 25 s.
<http://www.turku.fi/kaupunkipuulinjaus> tulostettu 24.1.2019
- Turun kaupunki. 2018a. Turku 2029 – pohjoisen Itämeren kiinnostavin kaupunki.
https://www.turku.fi/sites/default/files/atoms/files/kaupunkistrategia_2018.pdf

tulostettu 4.12.2019

Turun kaupunki 2018b. <https://opaskartta.turku.fi/IMS/fi/Map?mid=yroe1>

Kupittaanpuiston rajat luettu 13.12.18

Tyrväinen, L. 1999. Monetary valuation of urban forest amenities in Finland. Finnish Forest Research Institute. Research papers 739, 1999. Vantaa. Tummavuoren kirjapaino Oy. s. 1-53.

Tyrväinen, L., Pauleilt, S., Seeland, K., De Vries, S. 2005. Benefits and Uses of Urban Forests and Trees. teoksessa Konijnendijk C. C. ym. (toim.) Urban forests and trees. Springer. s. 81-110.

USDA Forest Service. 2016. i-Tree Eco Field Guide. v6.0 4.26.2016. viitattu heinäkuussa ja elokuussa 2018.

USDA Forest Service. 2018. Use of Direct Measures by i-Tree Eco (v6.0) <https://www.itreetools.org/tools/i-tree-eco/i-tree-eco-overview> viitattu 18.12.2018

USDA Forest Service. 2019a. i-Tree Eco User's Manual. v6.0 7.2.2019 https://www.itreetools.org/resources/manuals/ECov6_ManualsGuides/ECov6_UsersManual.pdf viitattu 24.11.2019.

USDA Forest service. 2019b. i-Tree Eco v6.0 Guide – Data Limitations <https://www.itreetools.org/support/resources-overview/i-tree-manuals-workbooks> viitattu 19.11.2019.

USDA Forest Service. 2019c. <https://forums.itreetools.org/viewtopic.php?f=19&t=5135> viitattu 20.9.2019

USDA Forest Service. 2019d. <https://forums.itreetools.org/viewtopic.php?f=19&t=5144> viitattu 20.9.2019.

USDA Forest Service. 2019e. UFORE Methods. <https://www.itreetools.org/support/resources-overview/i-tree-methods-and-files/i-tree-eco-and-ufore-resources> viitattu 4.10.2019.

USDA Forest service. 2019f. i-Tree Ecosystem Analysis, Kupittaanpuisto. Julkaisematon raportti. 36 s.

van Essen, H., Schroten, A., Otten, M., Sutter, D., Schreyer, C., Zandonella, R., Maibach, M., Doll, C. 2011. External Costs of Transport in Europe. Netherlands: CE Delft. 161 s.

Vaz Monteiro, M., Levanic, T., Doicka, K. J. 2017. Growth rates of common urban trees in five cities in Great Britain: A dendrochronological evaluation with an emphasis on the impact of climate. Urban Forestry & Urban Greening 22 (2017): 11–23.

- Velasco, E., Roth, M., Norford, L., Molina, L., T. 2016. Does urban vegetation enhance carbon sequestration. *Landscape and Urban Planning* 148: 99-107.
- Wesely, M. L., Hicks, B. B. 2000. A review of the current status of knowledge on dry deposition. *Atmospheric Environment* 34 (2000): 2261-2282.
- Xiao, Q., McPherson, E., G., Simpson, J., R., Ustin, S., L. 1998. Rainfall Interception by Sacramento's Urban Forest. *Journal of Arboriculture* 24 (4): 235-244.
- Young, A. 1989. *Agroforestry for soil conservation*. CAB International International Council for Research in Agroforestry. Exeter, UK. BPCC Wheatons Ltd. 276 s.

LIITE 1

Kupittaanpuiston puulajit ja lajikkeet, joita i-Tree Eco ei toistaiseksi tunnista (Nowak 2008), niiden määrät sekä osuudet koko puustosta (n = 1315).

| Laji tai lajike | Ohjelmaan syötetty taksonitieto | Määrä (kpl) | Lajin tai lajikkeen osuus puustosta (%) |
|--|---------------------------------|-------------|---|
| <i>Abies sibirica</i> | <i>Abies</i> | 18 | 1,4 % |
| <i>Acer saccharinum</i> 'Laciniatum Wieri' | <i>Acer saccharinum</i> | 1 | 0,1 % |
| <i>Acer x freemanii</i> 'Autumn Blaze' | <i>Acer x freemanii</i> | 2 | 0,2 % |
| <i>Aesculus x carnea</i> 'Briotii' | <i>Aesculus x carnea</i> | 2 | 0,2 % |
| <i>Aesculus x hemiakantha</i> 'Tor Nitzelii' | <i>Aesculus</i> | 1 | 0,1 % |
| <i>Alnus x pubescens</i> | <i>Alnus</i> | 7 | 0,5 % |
| <i>Betula pendula</i> 'Dalecarlica' | <i>Betula pendula</i> | 1 | 0,1 % |
| <i>Betula pendula</i> f. <i>crispa</i> | <i>Betula pendula</i> | 1 | 0,1 % |
| <i>Crataegus grayana</i> | <i>Crataegus flabellata</i> | 3 | 0,2 % |
| <i>Crataegus x media</i> 'Paul's Scarlet' | <i>Crataegus</i> | 4 | 0,3 % |
| <i>Euonymus europaeus</i> | <i>Euonymus</i> | 1 | 0,1 % |
| <i>Magnolia</i> 'Wada's Memory' | <i>Magnolia</i> | 3 | 0,2 % |
| <i>Picea abies</i> f. <i>pendula</i> | <i>Picea abies</i> | 2 | 0,2 % |
| <i>Picea pungens</i> 'Glaucua' | <i>Picea pungens</i> | 2 | 0,2 % |
| <i>Populus balsamifera</i> 'Elongata' | <i>Populus balsamifera</i> | 5 | 0,4 % |
| <i>Populus laurifolia</i> | <i>Populus</i> | 2 | 0,2 % |
| <i>Populus</i> 'Petrowskiana' | <i>Populus</i> | 6 | 0,5 % |
| <i>Populus tremula</i> 'Erecta' | <i>Populus tremula</i> | 1 | 0,1 % |
| <i>Populus x berolinensis</i> | <i>Populus</i> | 1 | 0,1 % |
| <i>Populus x canadensis</i> 'Marilandica' | <i>Populus x canadensis</i> | 4 | 0,3 % |
| <i>Prunus cerasus</i> 'Rhexii' | <i>Prunus</i> | 7 | 0,5 % |
| <i>Prunus padus</i> f. <i>pendula</i> | <i>Prunus padus</i> | 1 | 0,1 % |
| <i>Quercus robur</i> 'Fastigiata' | <i>Quercus robur</i> | 1 | 0,1 % |
| <i>Salix alba</i> 'Sibirica' | <i>Salix alba</i> | 9 | 0,7 % |
| <i>Salix x rubens</i> 'Lasipalatsi' | <i>Salix x rubens</i> | 5 | 0,4 % |
| <i>Thuja occidentalis</i> 'Brabant' | <i>Thuja occidentalis</i> | 10 | 0,8 % |
| <i>Tilia x vulgaris</i> 'Koningslinde' | <i>Tilia x vulgaris</i> | 62 | 4,7 % |
| <i>Tilia x vulgaris</i> 'Siivonen' | <i>Tilia x vulgaris</i> | 5 | 0,4 % |
| <i>Ulmus glabra</i> 'Camperdownii' | <i>Ulmus glabra</i> | 1 | 0,1 % |
| <i>Ulmus glabra</i> 'Exoniensis' | <i>Ulmus glabra</i> | 2 | 0,2 % |
| <i>Ulmus laevis</i> | <i>Ulmus</i> | 8 | 0,6 % |
| <i>Ulmus minor</i> 'Hoersholmiensis' | <i>Ulmus</i> | 3 | 0,2 % |
| Yhteensä | | 181 | 13,8 % |